



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CAMPUS FLORIANÓPOLIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Samuel Fonteneli Dias da Silva

**AVALIAÇÃO DO CO-TRATAMENTO DA MISTURA DE ÁGUA
IMPACTADA COM DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS E EFLUENTE TÊXTIL
SEGUIDO POR PROCESSO UV/H₂O₂**

Florianópolis
2024

Samuel Fonteneli Dias da Silva

**AVALIAÇÃO DO CO-TRATAMENTO DA MISTURA DE ÁGUA
IMPACTADA COM DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS E EFLUENTE TÊXTIL
SEGUIDO POR PROCESSO UV/H₂O₂**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador(a): Prof.(a) Maria Eliza Nagel Hassemer,
Dr.(a)

Coorientador(a): Prof.(a) María Ángeles Lobo-Recio,
Dr.(a)

Florianópolis

2024

Samuel Fonteneli Dias da Silva

**AVALIAÇÃO DO CO-TRATAMENTO DA MISTURA DE ÁGUA IMPACTADA COM
DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS E EFLUENTE TÊXTIL SEGUIDO POR PROCESSO
UV/H₂O₂**

O presente trabalho em nível de Mestre foi avaliado e aprovado, em 10 de novembro de 2023, pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof.(a) Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.(a)
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof.(a) Lucila Adriani Coral, Dr.(a)
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof.(a) Nelson Libardi Junior, Dr.(a)
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Insira neste espaço a
assinatura digital

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Insira neste espaço a
assinatura digital

Prof.(a) Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.(a)
Orientador(a)

Florianópolis, 2024.

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

da Silva, Samuel Fonteneli Dias
AVALIAÇÃO DO CO-TRATAMENTO DA MISTURA DE ÁGUA IMPACTADA
COM DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS E EFLUENTE TÊXTIL SEGUIDO POR
PROCESSO UV/H₂O₂ / Samuel Fonteneli Dias da Silva ;
orientadora, Maria Eliza Nagel Hassemer, coorientador,
Maria Ángeles Lobo-Recio, 2024.
89 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Efluentes Industriais
Têxteis. 3. Drenagem Ácida de Minas. 4. Processo oxidativo
Avançado. 5. Tratamento combinado. I. Hassemer, Maria
Eliza Nagel . II. Lobo-Recio, Maria Ángeles . III.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós
Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

RESUMO

A drenagem ácida de minas (DAM) é considerada um dos principais poluentes da água em países que possuem atividades de mineração, afetando os corpos hídricos e gerando água impactada por minas (AIDAM), rica em metais, sulfatos e acidez. Uma estratégia de tratamento sustentável é combinar drenagem ácida de minas com outros efluentes, como os da indústria têxtil, usando os metais da AIDAM como material para a coagulação dos efluentes, uma abordagem sinérgica e promissora em termos de remoção de poluentes. Dessa forma a proporção de volume entre os efluentes também afeta a eficiência de redução de cor, turbidez do efluente têxtil, assim como afeta a eficiência da remoção. O delineamento metodológico consistiu inicialmente no processo de co-tratamento por meio da proporção dos volumes do efluentes, consistindo na mistura dos efluentes para a coagulação, esta etapa foi realizada em teste de jarros a velocidade de 35 rpm pelo tempo de 10 min. Após o processo sucedeu a avaliação toxicológica para determinar os níveis toxicológicos da mistura dos efluente resultante. Em seguida foi realizado ensaio de UV/H₂O₂ utilizando o sobrenadante do co-tratamento com lâmpada a vapor de mercúrio de 125W/m², após o processo foi avaliada a toxicidade do efluente para determinação dos níveis finais de toxicidade. A eficiência dos processos foi avaliada conforme parâmetros de pH, cor e turbidez, considerando o pH mais neutro, a cor e a turbidez mais próximas ao zero como mais eficientes. Foram testadas diferentes proporções de volume:volume de DAM com efluente têxtil (1:1, 2:1, 4:1, 1:2 e 1:4) e AIDAM com efluente têxtil (1:1, 2:1, 3:1, 1:2, 1:4, 3:4 e 3:2) para a comparação de resultados e eficiência do processo. Obteve-se melhores resultados para o co-tratamento utilizando AIDAM, quando comparada a DAM. A proporção que obteve melhor resultado foi AIDAM:Têxtil (3:1) com remoção de 92,14% da cor verdadeira, pH de 5,29 e turbidez de 3,95 NTU, além do consumo dos metais no processo de coagulação com redução de 95,00% do ferro total e 99,81% do alumínio. Para o processo UV/H₂O₂ obteve-se cor verdadeira final de 15,60 mgPt-Co/L e eficiência de remoção de 86,32% em relação a cor antes do processo UV/H₂O₂, além da remoção de ferro, alumínio, zinco, cromo, manganês, sulfatos e cobre, com pH final de 6,41. O co-tratamento de AIDAM seguido por processo de UV/H₂O₂ não apresentou toxicidade aguda e crônica para sementes de alface (*Lactuca sativa*) e pepino (*Cucumis sativus*), além de estar adequada em todos os padrões nas resoluções CONAMA 357/2005, 430/2011 e CONSEMA 181/2023.

PALAVRAS CHAVE: *coagulação; hidróxidos metálicos; tratamento combinado; processos oxidativos avançados.*

ABSTRACT

Acid mine drainage (AMD) is considered one of the main water pollutants in countries that have mining activities, affecting water bodies and generating mine-impacted water (MIW), rich in metals, sulfates and acidity. A sustainable treatment strategy is to combine acid mine drainage with other effluents, such as those from the textile industry, using MIW metals as material for effluent coagulation, a synergistic and promising approach in terms of pollutant removal. Therefore, the volume ratio between the effluents also affects the efficiency of reducing color and turbidity of the textile effluent, as well as affecting the removal efficiency. The methodological design initially consisted of the co-treatment process through the proportion of effluent volumes, consisting of mixing the effluents for coagulation, this step was carried out in a jar test at a speed of 35 rpm for a period of 10 min. After the process, a toxicological assessment took place to determine the toxicological levels of the resulting effluent mixture. Next, a UV/H₂O₂ test was carried out using the supernatant from co-treatment with a 125W/m² mercury vapor lamp. After the process, the toxicity of the effluent was evaluated to determine the final toxicity levels. The efficiency of the processes was evaluated according to pH, color and turbidity parameters, considering the most neutral pH and color and turbidity closest to zero as more efficient. Different volume:volume ratios of AMD with textile effluent (1:1, 2:1, 4:1, 1:2 and 1:4) and MIW with textile effluent (1:1, 2:1, 3:1, 1:2, 1:4, 3:4 and 3:2) to compare results and process efficiency. Better results were obtained for co-treatment using MIW, when compared to AMD. The proportion that obtained the best result was MIW:Textile (3:1) with removal of 92.14% of the true color, pH of 5.29 and turbidity of 3.95 NTU, in addition to the consumption of metals in the coagulation process with reduced 95.00% of total iron and 99.81% of aluminum. For the UV/H₂O₂ process, a true final color of 15.60 mgPt-Co/L was obtained and a removal efficiency of 86.32% in relation to the color before the UV/H₂O₂ process, in addition to the removal of iron, aluminum, zinc, chromium, manganese, sulfates and copper, with a final pH of 6.41. MIW co-treatment followed by UV/H₂O₂ process did not present acute and chronic toxicity to lettuce (*Lactuca sativa*) and cucumber (*Cucumis sativus*) seeds, in addition to being adequate in all standards in CONAMA resolutions 357/2005, 430 /2011 and CONSEMA 181/2023.

KEY WORDS: coagulation; metal hydroxides; combined treatment; advanced oxidative processes.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AIDAM – Água Impactada com Drenagem ácida de Minas

COD – Carbono Orgânico Dissolvido

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT – Carbono Orgânico Total

DAM – Drenagem Ácida de Minas

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ENS - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

LABEFLU – Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos

LaRA – Laboratório de Reuso de Águas

OD – Oxigênio Dissolvido

PAC – Policloreto de Alumínio

POA – Processo Oxidativo Avançado

SSF – Sólidos Suspensos Fixos

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

ST – Sólidos Totais

UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização do Manancial Língua do Dragão, Siderópolis/SC.....	30
Figura 2 - Localização do rio Sangão, Criciúma/SC.....	30
Figura 3 - Pontos amostrais no Manancial Língua do Dragão (esquerda) e rio Sangão (direita).	31
Figura 4 -Localização HJ Tinturaria e Soluções Têxteis, Brusque/SC.	31
Figura 5 - Estação de Tratamento de Efluentes da Empresa HJ Tinturaria e Soluções Têxteis.	32
Figura 6 – Esquema do sistema de Teste de Jarros.	35
Figura 7 - Placas de petri com sementes de alface (esquerda) e pepino (direita) para ensaios de fitotoxicidade.	36
Figura 8 - Esquema do reator fotoquímico para ensaios com UV/H ₂ O ₂	38
Figura 9 - Misturas sem efeitos de coagulação DAM:Têxtil (1:2) e (1:4).	44
Figura 10 - Comparação dos flocos da mistura com DAM (esquerda) e AIDAM (direita).	46
Figura 11 - Comparativo de cor aparente DAM (esquerda), AIDAM (centro) e efluente têxtil (direita).	46
Figura 12 - Co-tratamento com AIDAM:têxtil 3:1 em teste de jarros.	48
Figura 13 - Cone Imhoff contendo amostra de co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) (A) e AIDAM bruta (B).	51
Figura 14 – Representação esquemática de semente germinada.	54
Figura 15 - Percentual de inibição do hipocótilo e radícula por concentração de AIDAM Bruta em sementes de pepino (<i>Cucumis sativus</i>).	55
Figura 16 - Comprimento médio de hipocótilo e radícula por concentração de AIDAM Bruta em sementes de pepino (<i>Cucumis sativus</i>).	55
Figura 17 - Percentual de inibição do hipocótilo e radícula por concentração de AIDAM Bruta em sementes de alface (<i>Lactuca sativa</i>).	56
Figura 18 - Comprimento médio de hipocótilo e radícula por concentração de AIDAM Bruta em sementes de alface (<i>Lactuca sativa</i>).	56
Figura 19 - Percentual de inibição do hipocótilo e radícula por concentração de co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) Bruta em sementes de pepino (<i>Cucumis sativus</i>).	58
Figura 20 - Comprimento médio de hipocótilo e radícula por concentração de co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) Bruta em sementes de pepino (<i>Cucumis sativus</i>)	59
Figura 21 - Percentual de inibição do hipocótilo e radícula por concentração de co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) Bruta em sementes de alface (<i>Lactuca sativa</i>).	59
Figura 22 - Comprimento médio de hipocótilo e radícula por concentração de co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) Bruta em sementes de alface (<i>Lactuca sativa</i>).	60
Figura 23 - Reator de degradação fotoquímica apoiado sobre agitador magnético junto ao dispositivo de refrigeração.....	61
Figura 24 - Redução da cor verdadeira em processo UV/H ₂ O ₂ versus tempo. Condições: Tempo = 30 min; C ₀ H ₂ O ₂ = 60 mg/L.....	63
Figura 25 - Gráfico com Concentração de H ₂ O ₂ em função do tempo. Condições: Tempo = 30 min; C ₀ H ₂ O ₂ = 60 mg/L	64
Figura 266 - Gráfico da decomposição de H ₂ O ₂ em função do tempo. Condições: Tempo = 30 min; C ₀ H ₂ O ₂ = 60 mg/L	65
Figura 27 - Velocidade da decomposição do H ₂ O ₂ ao longo do tempo de irradiação. Condições: Tempo = 30 min; C ₀ H ₂ O ₂ = 60 mg/L.....	65

Figura 28 – (A) Aliquotas de amostra para observação de cor no decorrer do processo de UV/H ₂ O ₂ . (B) Cor aparente final ao lado da cor verdadeira final. (C) Cor final obtida no processo de UV/H ₂ O ₂ . (D) Ampliação da amostra destacando partículas em suspensão.....	66
Figura 29 - Percentual de inibição de hipocótilo e radícula com efluente final após co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) + processo UV/H ₂ O ₂ em sementes de pepino (<i>Cucumis sativus</i>).....	68
Figura 30 - Percentual de inibição de hipocótilo e radícula com efluente final após co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) + processo UV/H ₂ O ₂ em sementes de alface (<i>Lactuca sativa</i>).....	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estudos de UV/H ₂ O ₂ no tratamento de efluente têxtil.	22
Tabela 2 - Estudos de co-tratamento com DAM combinado com outros métodos de tratamento.	27
Tabela 3 - Normas ambientais vigentes.....	28
Tabela 4 - Metodologias de medição dos parâmetros físico-químicos dos efluentes.	32
Tabela 5 - Plano experimental para definição de proporção de mistura entre AIDAM e efluente têxtil.	34
Tabela 6 - Plano experimental para definição de proporção de mistura entre DAM e efluente têxtil.	34
Tabela 7 - Proporção da mistura de AIDAM e efluente têxtil em volume de 500mL.	34
Tabela 8 - Proporção da mistura de DAM e efluente têxtil em volume de 500mL.....	35
Tabela 9 – Parâmetros e concentrações presentes na AIDAM, DAM e efluente têxtil.	41
Tabela 10 - Caracterização dos sólidos presentes no efluente têxtil, AIDAM e DAM.....	42
Tabela 11 - Resultados da mistura preliminar com DAM para definição de proporção do co-tratamento.	44
Tabela 12 - Resultados da mistura preliminar com AIDAM para definição de proporção do co-tratamento.	45
Tabela 13 - Remoção de cor verdadeira pelo co-tratamento com DAM.....	47
Tabela 14 - Remoção de cor verdadeira pelo co-tratamento com AIDAM.....	47
Tabela 15 - Características do co-tratamento com AIDAM (3:1).....	50
Tabela 16 - Tabela comparativa entre efluente têxtil, AIDAM e co-tratamento AIDAM (3:1) para os parâmetros de sólidos.....	52
Tabela 17 - Resultado do ensaio toxicológico com sementes de pepino utilizando AIDAM como solução.	54
Tabela 18 - Resultado do ensaio toxicológico com sementes de alface utilizando AIDAM como solução.	54
Tabela 19 - Resultado do ensaio toxicológico com sementes de pepino utilizando co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) como solução.	57
Tabela 20 - Resultado do ensaio toxicológico com sementes de alface utilizando co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) como solução.	58
Tabela 21 - Parâmetros para Co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) seguido de processo UV/H ₂ O ₂	62
Tabela 22 - Parâmetros de cor e redução de cor por tempo de ensaio de UV/H ₂ O ₂ . Condições: Tempo = 30 min; C ₀ H ₂ O ₂ = 60 mg/L.....	62
Tabela 23 - Resultados dos parâmetros de Cor e concentração de peróxido de hidrogênio. Condições: Tempo = 30 min; C ₀ H ₂ O ₂ = 60 mg/L.....	64
Tabela 24 - Resultado do ensaio toxicológico com sementes de pepino do efluente final após co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) + processo UV/H ₂ O ₂	67
Tabela 25 - Resultado do ensaio toxicológico com sementes de alface do efluente final após co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) + processo UV/H ₂ O ₂	67
Tabela 26 - Tabela de adEquação dos parâmetros com analisados após Co-tratamento com AIDAM:Têxtil 3:1.....	69
Tabela 27 - Tabela de adEquação dos parâmetros com analisados após Co-tratamento com AIDAM:Têxtil 3:1 + UV/ H ₂ O ₂	70
Tabela 28 - Tabela de adEquação dos parâmetros com analisados após Co-tratamento com AIDAM:Têxtil 3:1 + UV/H ₂ O ₂	71

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
1.1	HIPÓTESES	12
1.2	OBJETIVOS	12
1.2.1	<i>Objetivos Específicos</i>	12
2	REFERENCIAL TEÓRICO	13
2.1	DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS	13
2.1.1	<i>Água Impactada com drenagem ácida de minas - AIDAM</i>	16
2.1.2	<i>Precipitação dos metais</i>	17
2.2	EFLUENTE TÊXTIL	18
2.3	PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS	20
2.3.1	<i>Processo UV/H₂O₂</i>	21
2.3.2	<i>UV/H₂O₂ em efluentes têxteis</i>	21
2.4	CO-TRATAMENTO DE EFLUENTES COM AIDAM	23
2.4.1	<i>Co-tratamento de AIDAM com efluente têxtil</i>	25
2.5	CO-TRATAMENTO DE AIDAM COM OUTROS MÉTODOS	26
2.6	LANÇAMENTO DE ÁGUAS E LEGISLAÇÕES AMBIENTAIS APLICÁVEIS	28
3	METODOLOGIA	29
3.1	COLETA DAS AMOSTRAS DE DAM E AIDAM	29
3.2	COLETA DE EFLUENTE TÊXTIL	31
3.3	CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS	32
3.4	ENSAIO DE CO-TRATAMENTO	33
3.4.1	<i>Mistura e coagulação</i>	33
3.4.2	<i>Análises Toxicológicas</i>	35
3.4.2.1	<i>Ensaio de fitotoxicidade</i>	36
3.5	PROCESSO UV/H ₂ O ₂	37
3.5.1	<i>Consumo de Peróxido de Hidrogênio</i>	39
3.5.2	<i>Toxicidade do Residual de H₂O₂</i>	40
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
4.1	ESTUDOS PRELIMINARES DE COAGULAÇÃO	41
4.1.1	<i>Remoção de cor</i>	46
4.2	ENSAIO DE CO-TRATAMENTO	49
	<i>Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).</i>	52
4.2.1	<i>Ensaio fitotoxicológico</i>	52
4.3	ENSAIOS OXIDATIVOS	60
4.3.1	<i>Concentração e consumo de Peróxido de Hidrogênio</i>	63
4.3.2	<i>Ensaio Toxicológico após processo oxidativo UV/H₂O₂</i>	66
5	ADEQUAÇÃO A LEGISLAÇÕES VIGENTES E REUSO	69
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES FUTURAS	72
	REFERÊNCIAS	75

1 INTRODUÇÃO

As águas residuais industriais são um dos principais contribuintes para a contaminação dos ecossistemas aquáticos e terrestre. Isso ocorre devido à geração de grandes volumes de águas residuais contaminadas as quais apresentam altas concentrações de poluentes e toxicidade (SHRESTHA *et al.*, 2021). Várias indústrias têm contribuído para este problema ambiental e no estado de Santa Catarina destacam-se os efluentes gerados da mineração e das indústrias têxteis.

As águas resultantes do processo de mineração são conhecidas como Drenagem Ácida de Mina (DAM), as quais consistem em solução aquosa e ácida formada a partir da exposição da pirita, rejeito da extração do carvão, ao ar e a água. A formação da DAM deriva de um ciclo de reações autocatalíticas de difícil controle, que cessa apenas quando as rochas de pirita expostas se esgotam, e que contaminam continuamente as águas superficiais e subterrâneas, conhecidas como Água Impactada por DAM (AIDAM). A AIDAM apresenta como principais características a presença de acidez e sulfatos metálicos, que são originados devido ao fluxo hídrico no local que reage com minerais de sulfeto nas paredes das rochas expostas das minas. Devido a oxidação de sulfetos das rochas, ocorre a acidificação no meio (em torno de 3 – 4) e a presença de íons metálicos como: ferro (Fe^{2+} , Fe^{3+}), alumínio (Al^{3+}) e manganês (Mn^{2+}), metais pesados, bem como de Sulfatos (SO_4^{2-}), causando notável prejuízo ambiental aos ecossistemas afetados (SONI *et al.*, 2014; GOETZ, 2015; PARK *et al.*, 2018).

Por sua vez, o efluente da indústria têxtil apresenta matriz extremamente complexa com características singulares como: elevada concentração de cor devido a presença de corantes na etapa do tingimento, pH alcalino, alta salinidade, presença de surfactantes, solventes e outros contaminantes orgânicos, causando sérios riscos à saúde dos seres vivos (GILPAVAS *et al.*, 2017; BILÍŃSKA *et al.*, 2019). Estes efluentes são bastante complexos e variam com o tipo de atividade e processo industrial. Sua descarga nos corpos d'água potencializa os riscos à saúde das pessoas, os quais estão associados à entrada de componentes tóxicos nas cadeias alimentares de animais e seres humanos, podendo ser carcinogênicos e/ou mutagênicos (KUMAR *et al.*, 2017).

Os processos convencionais de tratamento de efluentes, em geral, não são capazes de degradar/remover as estruturas moleculares complexas dos efluentes gerados das indústrias têxteis nem os componentes metálicos dos efluentes da mineração. Dentre os métodos disponíveis para o tratamento dos efluentes destacam-se os processos biológicos, como os processos aeróbicos, tanques sépticos e lodo ativado. Outros métodos utilizados nos tratamentos de efluentes são a coagulação e floculação com o uso de coagulantes químicos, e os processos

oxidativos avançados (POAs). Os POAs aparecem como processos alternativos de tratamento para a decomposição e mineralização de águas residuais complexas que contenham substâncias recalcitrantes e até tóxicas, substâncias as quais os tratamentos biológicos convencionais não são capazes de tratar (MOUSSET *et al.*, 2021).

Recentemente, estudos apontam o uso da drenagem ácida de minas como co-tratamento para outros efluentes industriais. A alta concentração de ferro e alumínio na AIDAM possibilita que esta possa ser considerada como método de pré-tratamento de baixo custo e promissor. Trabalhos apontam que a mistura de DAM com outros efluentes líquidos, como o têxtil, apresenta abordagem sinérgica e promissora para coagulação (MAKHATHINI, MULOPO, BAKARE, 2020). Dos trabalhos realizados destacam-se os efluentes de drenagem ácida de minas combinados com esgoto, lixiviados de aterro sanitário e efluentes industriais diversos (WOLKAN *et al.*, 2016). Porém, o co-tratamento do efluente com a DAM ou AIDAM ainda não pode atuar como único método de tratamento, necessitando de um pós-tratamento ou tratamento complementar para um polimento final no efluente misturado.

Dada à necessidade de combinação de métodos para o tratamento de diferentes efluentes, o POA do tipo UV/H₂O₂ (luz UV aliada ao peróxido de hidrogênio) se apresenta como possível processo conjunto à coagulação, pois vem sendo utilizado com eficiência no tratamento de efluentes têxteis (BENER *et al.*, 2019; FOU DHAILI *et al.*, 2019). O co-tratamento de AIDAM com efluente têxtil, seguido do processo UV/H₂O₂ no tratamento do efluentes pode apresentar alta eficiência de descoloração, menor custo e baixa produção de lodo, se comparada aos processos separadamente (BILINSKA *et al.*, 2018). Além disso, é notada no processo UV/H₂O₂, como método único, a possibilidade de alto consumo energético e de insumos, assim como o possível aumento da toxicidade do efluente (BUTLER, HUNG e MULAMBA, 2016; ALI *et al.*, 2019).

Assim, é notável a necessidade de desenvolvimento de estudos buscando combinações de tecnologias a fim de remover com êxito os poluentes gerados por efluente têxteis. Nesse contexto, o presente trabalho tem por objetivo avaliar a eficiência de remoção de cor em efluente têxtil, envolvendo o co-tratamento pelo processo combinado de coagulação com AIDAM seguido do processo UV/H₂O₂. Este estudo está inserido na linha de pesquisa voltada ao tratamento de efluentes líquidos empregando POAs, efluentes de DAM e AIDAM e efluentes têxteis, que vem sendo desenvolvido no Laboratório de Reuso de Águas (LaRA) nos últimos anos (JUSTINO *et al.*, 2019; GIMENEZ, 2017; MENON *et al.*, 2020; GOMEZ *et al.*, 2018; DALARI *et al.*, 2020; RODRIGUES *et al.*, 2020a; RODRIGUES *et al.*, 2020b; WOLKAN *et al.*, 2020; RAVADELLI *et al.*, 2021; GIROLETTI *et al.*, 2022).

1.1 Hipóteses

Para a realização do trabalho foram consideradas as seguintes hipóteses:

- O co-tratamento de AIDAM e efluente têxtil bruto proporciona neutralização do pH e balanço de alcalinidade da mistura, permitindo a coagulação/floculação dos corantes reativos do efluente têxtil e a remoção de íons metálicos da AIDAM.
- O co-tratamento com DAM e AIDAM apresentam resultados de eficiência diferentes.
- O co-tratamento de AIDAM e efluente têxtil possibilita a remoção eficiente de cor e metais sem aumentar a toxicidade final do sistema.
- O co-tratamento de AIDAM e efluente têxtil seguido por processo UV/H₂O₂ deve proporcionar um efluente final com qualidade suficiente para atender os padrões de lançamento.
- O processo de UV/H₂O₂ proporciona remoção dos contaminantes sem aumentar a toxicidade do efluente.

1.2 Objetivos

Este trabalho tem como objetivo estudar a eficiência do tratamento de efluente têxtil utilizando o co-tratamento com a AIDAM seguido pelo processo UV/H₂O₂.

1.2.1 Objetivos Específicos

Foram selecionados os seguintes objetivos específicos:

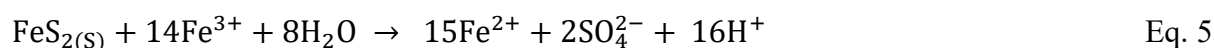
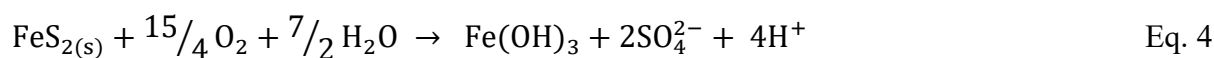
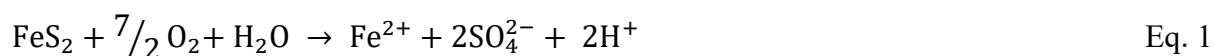
- Avaliar a proporção de volume do efluente têxtil/AIDAM para efeito de coagulação/floculação;
- Analisar a eficiência do co-tratamento na remoção da cor do efluente têxtil em ensaio de coagulação/floculação em *jar test*, bem como a remoção de íons metálicos presentes na AIDAM;
- Avaliar a eficiência do tratamento de UV/H₂O₂ para remoção de cor, turbidez e íons metálicos do efluente após co-tratamento;
- Avaliar a toxicidade dos efluentes tratados após co-tratamento e após o processo UV/H₂O₂.

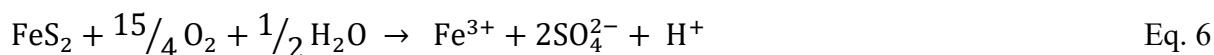
2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Drenagem Ácida de Minas

A drenagem ácida de minas (DAM) é um grande problema em todo o mundo, especialmente onde as atividades de mineração são comuns. Uma vez que a drenagem de minas é gerada, é difícil controlar o processo e o tratamento requer alto custo (BARUAH, KHARE, 2010; GRANDE *et al.*, 2010; AGUIAR *et al.*, 2016; QURESHI *et al.*, 2016). A principal fonte de DAM é a oxidação de minérios sulfetados, que são inicialmente expostos ao meio ambiente por atividades de mineração intensivas. Em particular, dentre os sulfetos metálicos, o minério de pirita (FeS_2), comumente conhecido como ouro de tolo, frequentemente presente em minas de carvão, é um dos principais minerais responsáveis pela geração de DAM devido à sua facilidade de oxidação quando exposto ao oxigênio, água e microrganismos (BLODAU, 2006; PLANTE *et al.*, 2012; PLANTE *et al.*, 2014; CHEN *et al.*, 2014; HAN *et al.*, 2015; PIERRE LOUIS *et al.*, 2015).

A oxidação da pirita é representada por diferentes reações sob diferentes condições. Por exemplo, as Equações 1 a 6 representam os processos principais e mais comuns para a oxidação da pirita. A Equação 1 mostra a oxidação da pirita sob oxigênio molecular na presença de excesso de água em pH neutro (NECULITA *et al.*, 2007). A reação global para a oxidação da pirita (Equações 1 a 3) é representada pela Equação 4. A Equação 5 mostra a oxidação completa da pirita onde o ferro férrico atua como agente oxidante, e também é considerada uma reação mais rápida do que a representada pela Equação 1 (PIERRE LOUIS *et al.*, 2015). Da mesma forma, a oxidação completa da pirita na presença de baixo teor de água é representada pela Equação 6 (CHEN *et al.*, 2015).





A drenagem ácida de minas representa grave problema de poluição para as gerações atuais e futuras, especialmente devido ao baixo pH e, altas concentrações de metais dissolvidos, potencialmente tóxicos, sendo o ferro o mais abundante deles (MACINGOVA e LUPTAKOVA, 2012; MODABBERI, ALIZADEGAN, 2013; OUYANG *et al.*, 2015; ANAWAR, 2015). O ferro reage com o oxigênio dissolvido para produzir precipitados de hidróxido de ferro e pode sufocar a vida aquática ao longo do caminho, incorporando-se em sedimentos de córregos ou leitos oceânicos. Consequentemente, a vida aquática que se alimenta do fundo do oceano ou córregos pode ser severamente afetada, podendo chegar a desaparecer (HAN *et al.*, 2015). Devido à sua natureza corrosiva, a DAM interage com rochas contendo diferentes tipos de minerais provocando a solubilidade de metais tóxicos. A DAM gerada eleva o nível de metal dissolvido no fluxo de água de superfície receptora e afeta negativamente a biota do fluxo.

Se a DAM não for gerenciada adequadamente, pode causar considerável degradação ambiental, contaminação da água e do solo, impacto severo na saúde das comunidades vizinhas, perda de biodiversidade e do ecossistema aquático (ALBANESE *et al.*, 2014; KHALIL *et al.*, 2014; LGHOUL *et al.*, 2014; NGURE *et al.*, 2014, NIANE *et al.*, 2014; MULOPO, 2015, NEJESCHLEBOVÁ *et al.*, 2015; ANAWAR, 2015). Esses impactos ambientais negativos passam de geração em geração. Portanto, para preservar e proteger o meio ambiente e aumentar a sustentabilidade ecológica, a prevenção adequada da geração de DAM deve ser prioridade para mitigar seus impactos.

O grau de poluição ambiental pela DAM depende de sua composição e pH, que por sua vez podem variar dependendo da geologia dos locais ou fontes da mina. Por exemplo, a drenagem de água na mina de Maurliden na Suécia é altamente ácida (pH 2,3) e rica em Zn (~460 mg/L) e Fe (~400 mg/L), e contém concentrações menores (0,3–49 mg/L) de outros metais como Mn, Co, Cd, Mn, Ni e As (HEDRICH, JOHNSON, 2014). Na África do Sul, o ferro é comumente mais elevado; no entanto, são relatadas variações na concentração de metais de um local para outro, como em minas de carvão e ouro, onde foram detectadas concentrações de ferro de 2135 mg/L e 835 mg/L, respectivamente (KEFENI *et al.*, 2015). Esses resultados mostram a grande variação do conteúdo mineral e íons dissolvidos na DAM de acordo com os estratos geológicos das áreas de mineração. Portanto, garantir a sustentabilidade ambiental em

longo prazo exigirá abordagens eficientes que possam minimizar os impactos negativos relacionados a DAM (BUSSIERE, 2009).

No estado de Santa Catarina, na Região da Bacia Carbonífera, estima-se que existam mais de mil minas abandonadas, logo, a região é altamente impactada, pois mesmo após encerradas as operações de mineração, essas minas continuam gerando DAM (LUZ, SAMPAIO, 2015). Além disso, grande parte dos rios dessa área são afetados inutilizando o uso de suas águas devido a contaminação com DAM, problema este agravado pelo lançamento irregular de efluentes domésticos e industriais em áreas mais urbanizadas (SCHANCK, 2018). Segundo o Grupo Técnico de Assessoramento (2020) o passivo ambiental nas áreas da região Carbonífera está estimado em R\$441.306,62 por hectare, totalizando um passivo de R\$ 447.176.000,00 nos 1013,30ha da área já licenciada desde 2013.

Na região carbonífera do estado catarinense podem ser notados dois tipos de DAM, a DAM fresca e a DAM bruta ou carregada. A DAM fresca ocorre em locais onde o fluxo de corrente hídrica e os materiais derivados da pirita (FeS_2) mantêm contato por um período relativamente curto de tempo; a DAM bruta é característica em localidades nas quais os rejeitos permanecem em contato prologando, provocando acidez do efluente, baixo pH e dissolvendo os metais presentes (NUNES-GOMEZ, 2018). Portanto, a mineração de carvão, além de promover a exposição das áreas por meio de processos de lavra, acaba gerando o empilhamento ou barragens de rejeito em áreas próximas das atividades mineradoras. Esses rejeitos são ricos em sulfetos e são potenciais geradores de DAM com níveis altos de metais presentes. A alta solubilidade dos metais pesados na região Carbonífera agrava a contaminação tóxica pela liberação de químicos tóxicos adsorvidos nos sedimentos (CASTILHO *et al.*, 2010). Nas regiões onde o pH é mais alto, há a precipitação de metais, promovendo a formação de oxi-hidróxidos de metais, como o ferro e o manganês, resultantes de processos de co-precipitação e floculação. Além disso, os valores de ferro, manganês e zinco se encontram em concentrações elevadas na região afetada pela mineração (SCHANCK, 2018). O alumínio total em via de regra apresenta fração dissolvida baixa em águas fluviais, contudo, na região Carbonífera Catarinense também é elevada. Isso pode estar associado à maior acidez dos solos, pois a lixiviação mineral tende a ser maior em regiões onde a mineração do carvão é intensa (CASTILHO *et al.*, 2010).

O tratamento da DAM pode ser muito complexo e caro e o modo mais comum de gerenciar a DAM é através da neutralização química, processo pelo qual materiais básicos como calcário ou cal são misturados com a DAM para aumentar seu pH e remover a maior parte dos metais pesados por meio de precipitação (PARK *et al.*, 2018a; TABELIN *et al.*, 2018; LI *et al.*, 2019a). Embora eficaz, esta abordagem requer não apenas o fornecimento contínuo de

reagentes químicos, energia e mão de obra, mas também, o descarte eficaz dos resíduos perigosos gerados pelo processo (lodo). Essa abordagem seria suficiente para o gerenciamento da DAM se a sua geração fosse apenas um problema de curto prazo. Infelizmente, a oxidação da pirita, a principal causa da formação da DAM, é um processo muito lento que pode persistir por centenas ou mesmo milhares de anos (IGARASHI *et al.*, 2020).

A remediação inovadora da DAM nos últimos anos inclui a remoção sequencial ou seletiva de metais solúveis e outros poluentes ambientais tóxicos. Entre as opções de tratamento para a remediação da DAM poucos apresentam custos viáveis e sustentáveis, enquanto a maioria dos métodos disponíveis é cara e inacessível (ANAWAR, 2015). Alguns dos métodos de tratamento existentes da DAM concentram-se principalmente na neutralização, estabilização e remoção de poluentes através de vários processos físicos, químicos e biológicos (MACINGOVA, LUPTAKOVA, 2012). Existem vários métodos inovadores e econômicos disponíveis de remediação de DAM na literatura, como tratamento passivo biológico usando bactérias redutoras de sulfato, tecnologia de membrana, tecnologia e adsorção e co-tratamento de mistura com outros efluentes, no entanto, o tratamento tradicional de neutralização da DAM ainda é amplamente utilizado (MASINDI, FOTEINIS, CHATZISYMEON, 2022).

2.1.1 Água Impactada com drenagem ácida de minas - AIDAM

Os recursos hídricos em regiões carboníferas como o sul do estado de Santa Catarina estão seriamente contaminados por DAM contendo íons metálicos, especialmente alumínio (Al), ferro (Fe) e manganês (Mn) (LOBO-RECIO *et al.*, 2021). Uma vez que a DAM é gerada, é difícil controlar o processo e seu tratamento é caro, podendo persistir por séculos e atingir grandes distâncias de cursos d'água (LATTUADA *et al.*, 2009; KEFENI, MSAGATI, 2017). Como resultado, águas fluviais e subterrâneas próximas, águas superficiais, solos e sedimentos podem ser muito impactados gerando AIDAM. Dada a sua composição, acidez, salinidade potencial e toxicidade derivada dos metais, as AIDAM representam riscos significativos para os seres humanos e ao meio ambiente (GRAY, 1997; JACOBS, LEHR, TESTA, 2014; FERNÁNDEZ-CALIANI, GIRÁLDEZ, BARBA-BRIOSO, 2019). Os efeitos da DAM na água são frequentemente devastadores; a turbidez da água e a sedimentação do rio aumentam, a penetração da luz diminui, os *habitats* são modificados, a cadeia alimentar é alterada, ocorrem processos de bioacumulação e biomagnificação, ocorrem simultaneamente toxicidades agudas e crônicas e espécies sensíveis podem ser fortemente afetadas, levando a sua eliminação (SANTOS e JOHNSON, 2017; LOBO-RECIO *et al.*, 2021). Ademais, as AIDAM têm suas concentrações de metais dissolvidos reduzidas conforme aumenta a distância do ponto de

geração da drenagem, contudo, a formação de precipitados é maior, podendo causar coloração amarelo avermelhada do corpo hídrico, devido a oxidação dos metais e à cristalização amórfica dos minerais contendo ligações de sulfato (SO_4) com radicais hidroxila ($\text{OH}\cdot$). As proporções de ferro e enxofre encontrados nesses precipitados de AIDAM são coincidentes com os valores encontradas nos minerais de origem, promovendo sedimentos com altas concentrações de ferro e alumínio (KIM e CHON, 2001). Um motivo de preocupação neste fluxo de água impactado é o movimento de contaminantes e sedimentos, pois a precipitação de compostos metálicos acidifica os rios e também aumenta a carga sedimentar.

As áreas impactadas pela DAM ainda carecem de técnicas de remediação que abordem de maneira holística as necessidades sociais, econômicas e ambientais das comunidades afetadas. Dada a carência de tratamentos sustentáveis e novas alternativas de remediação, a alta concentração de metais surge como alternativa para possíveis co-tratamentos de AIDAM junto a outros efluentes, utilizando os metais presentes como coagulante para a mistura (THOMAS, SHERIDAN, HOLM, 2021).

2.1.2 Precipitação dos metais

Para que haja a precipitação dos metais presentes na DAM, deve-se adicionar alcalinidade suficiente para aumentar o pH da água e fornecer hidróxidos (OH^-), de modo que os metais dissolvidos na água formem hidróxidos metálicos insolúveis. O pH necessário para precipitar a maioria dos metais da água varia de pH 6 a 9 (exceto ferro férrico que precipita acerca de pH 3,5). Os tipos e quantidades de metais na água influenciam fortemente na seleção da faixa de pH para a precipitação dos metais na AIDAM. Por exemplo, o ferro ferroso (Fe^{2+}) se converte em hidróxido ferroso sólido verde-azulado em $\text{pH} > 8,5$ (HU *et al.*, 2022). Na presença de oxigênio, ferro ferroso oxida formando o ferro férrico (Fe^{3+}), e o hidróxido férrico forma um sólido laranja-amarelado que precipita em $\text{pH} > 3,5$. O alumínio (Al) geralmente forma hidróxido de alumínio que precipita em $\text{pH} > 5,0$ e a precipitação do manganês é variável devido aos seus muitos estados de oxidação, mas geralmente precipita em pH de 9,0 a 9,5. Ademais, um pH de 10,5 é necessário para a remoção completa do manganês (MWEWA *et al.*, 2019). As interações entre os metais também influenciam a taxa e o grau de precipitação dos metais. Por exemplo, a precipitação de ferro removerá em grande parte o manganês (e muitos outros elementos dissolvidos) da água em $\text{pH} < 8$ devido à co-precipitação, mas somente se a concentração de ferro na água for muito maior que o teor de manganês (cerca de 4 vezes maior). Como a AIDAM contém várias combinações de acidez e metais, cada DAM é única e seu tratamentos e dinâmicas de precipitação variam muito de local para local. Por exemplo, a DAM

de um local pode ser completamente neutralizada e não conter metais dissolvidos em um pH de 8,0, enquanto em outro local pode-se ter concentrações de metais ainda elevadas, cujo efluente não atende aos limites para lançamento, mesmo após o pH ter sido aumentado para 10 (SKOUSEN *et al.*, 1996; MWEWA *et al.*, 2019).

2.2 Efluente Têxtil

O estado de Santa Catarina é um destaque na produção têxtil nacional. A região do Vale do Itajaí se destaca na produção e confecção têxtil, junto com as áreas norte e sul do estado (ABREU, 2019). Contudo, a indústria têxtil é uma importante fonte poluidora ambiental, com grande quantidade de efluente gerado nos vários processos produtivos como colagem, lavagem, branqueamento, mercerização, tingimento, impressão e acabamento (VERMA *et al.*, 2012). O efluente da indústria têxtil é altamente nocivo ao meio ambiente quando lançado sem tratamento adequado, pois afeta negativamente os ecossistemas aquáticos e conseqüentemente o meio ambiente (RAMOS *et al.*, 2021). Sem tratamento adequado, o efluente colorido cria um problema estético e sua cor desencoraja o uso de água a jusante de onde o efluente é despejado (KHANDEGAR, SOHARA, 2013).

Muitas substâncias utilizadas na indústria têxtil podem significar não apenas problemas ambientais, mas também de saúde. Os potenciais efeitos adversos à saúde de substâncias químicas nessa indústria estão relacionados principalmente com a exposição humana durante a produção têxtil e com exposições derivadas de contato com águas residuais têxteis (ROVIRA, DOMINGO, 2019). Embora a maioria das pesquisas sobre os efeitos na saúde de produtos químicos em têxteis diga respeito a reações alérgicas na pele, a alergia de contato não é o único problema potencial de saúde humana que podem incluir possíveis cânceres, derivados de amins carcinogênicas, e intoxicações (BRIGDEN *et al.*, 2012).

Os efluentes das indústrias têxteis são uma mistura de corantes, metais e outros poluentes, contudo, os corantes são o principal contaminante no efluente têxtil e devem ser removidos antes de descarregar o efluente no ecossistema aquoso. Os efluentes ricos em corantes apresentam altos valores de cor, pH, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), metais e sais (SEKOMO *et al.*, 2012; SHAH *et al.* 2013; YASEEN, SCHOLZ, 2016; YASEEN, SCHOLZ, 2019). Outros poluentes nas águas residuais têxteis são os produtos químicos orgânicos e inorgânicos, como agentes de acabamento, surfactantes, compostos inibidores, substâncias ativas, compostos de cloro, substâncias corantes, fosfato total, metais, sólidos dissolvidos, sólidos suspensos e sólidos totais (CHANG *et al.*, 2004; SONIBARE, 2004; DE JAGER *et al.*, 2014; KHOSRAVI *et al.*, 2020). Como

resultado, as águas afetadas por efluentes têxteis podem conter todos os contaminantes descritos acima, mas em concentrações mais baixas conforme se afasta do ponto inicial do lançamento (PAŹDZIOR; BILIŃSKA, LEDAKOWICZ, 2018).

Os corantes podem ser divididos em corantes naturais e sintéticos. Os corantes naturais podem ser derivados de plantas, invertebrados ou minerais (SAMANTHA, AGARWAL, 2009). A maioria dos corantes naturais são corantes de fontes vegetais – raízes, bagas, cascas, folhas e madeira – e outras fontes orgânicas, como fungos e líquens (PURWAR, 2016). Já os corantes sintéticos são produzidos com facilidade, em diferentes cores, e caracterizados pela sua solidez, o que os torna mais utilizados do que os corantes naturais (KHEHRA *et al.*, 2006). Os corantes sintéticos são classificados em diferentes grupos de acordo com sua estrutura química (azo, antraquinona, enxofre, ftalocianina e triarilmetano) e de acordo com seu modo de aplicação (reativo, direto, disperso, básico) (POPLI, PATEL, 2015). Os corantes reativos são uma das classes de corantes mais utilizados, sendo usados principalmente para o tingimento de fibras celulósicas, e também uma pequena porcentagem em fibras de seda e lã. Os corantes reativos deixados no efluente não podem ser reutilizados, pois se tornam não reativos devido à hidrólise. Devido à sua baixa adsorção e fixação, o efluente com corante reativo é altamente concentrado e difícil de tratar por tratamentos primários ou secundários. Portanto, o tratamento do efluente de tinturaria contendo os corantes reativos é o mais difícil de tratar pelos processos convencionais de coagulação e esses corantes não são biodegradáveis (HASSAN, CARR, 2018).

Os processos convencionais de tratamento biológico e tratamento físico-químico são geralmente usados no tratamento de efluentes têxteis. Um fator relevante da remoção da cor é a alta solubilidade em meio aquoso da maioria dos corantes, o que afeta a eficiência e qualidade de tratamentos biológicos (BUTHELEZI, 2012). Além da ineficiência no tratamento desses corantes, os tratamentos químicos e biológicos envolvem custos operacionais relativamente altos e exigem manutenção constante (SIDDIQUE *et al.*, 2017). Portanto, é notado que esses processos podem ser, por vezes, inadequados na remoção de compostos não biodegradáveis, como corantes, sais, surfactantes, fenol, metais pesados e compostos tóxicos. Se o objetivo é obter um efluente tratado de alta qualidade para o lançamento em corpos hídricos e a reutilização da água nos processos produtivos, é necessário o uso de tecnologias avançadas de tratamento. Logo, o desenvolvimento de soluções alternativas é necessário (SERT *et al.*, 2016; FOUDHAILI *et al.*, 2019a).

As pesquisas sobre os tratamentos de efluentes industriais têxteis são geralmente realizadas em águas residuais mistas – efluentes de todos os processos utilizados na fabricação,

incluindo esgotos dos banheiros e refeitórios das instalações, recolhidos em tanques de equalização ou neutralização (HOLKAR *et al.*, 2016). Dos processos alternativos disponíveis para o tratamento de efluentes industriais têxteis ricos em corantes destacam-se: o uso de polímeros para floculação físico-química, carvões ativados, métodos eletroquímicos e processos oxidativos avançados (POAs).

2.3 Processos Oxidativos Avançados

Os POAs se referem à métodos e tecnologias para o tratamento de contaminantes recalcitrantes presentes nos efluentes usando espécies de radical altamente reativos que atuam como oxidantes podendo ser auxiliando por luz, catalisadores, ultrassom, agentes térmicos, entre outros. Logo, esses métodos são extremamente eficazes, principalmente para a remoção de poluentes presentes em efluentes industriais. Entre várias espécies de radicais reativos, os radicais hidroxila ($\text{OH}\cdot$) têm potencial de oxidação significativamente alto e são usados como oxidante secundário porque são produzidos a partir de uma espécie oxidativa primária, menos reativa, como peróxido de hidrogênio ou ozônio. Os POAs também são aplicáveis na remoção de moléculas de corantes, remoção de orgânicos, produtos químicos e compostos fenólicos de águas residuais (MARTÍN-DOMÍNGUEZ *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2018).

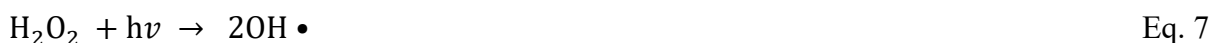
Dos POAs disponíveis, o método UV/ H_2O_2 é uma das técnicas mais promissoras para tratamento de águas residuais pois o processo não forma lodo durante o tratamento, pode ser realizado em condições ambientais e permite a mineralização completa do carbono orgânico a dióxido de carbono; além de sua fácil aplicação, baixa manutenção, alta eficiência e menor produção de lodo (NAGEL-HASSEMER *et al.*, 2011). A técnica de UV/ H_2O_2 tem sido amplamente aplicada no tratamento de efluentes industriais para remoção de compostos orgânicos, além de reduzir a demanda química de oxigênio e remover os diferentes corantes, diminuindo a cor das águas residuais têxteis (POURGHOLI *et al.*, 2018).

Apesar disso, nenhuma metodologia de tratamento específica é universalmente adequada ou aceitável para todos os tipos de efluentes têxteis. Portanto, o tratamento de efluentes têxteis é feito por uma combinação de vários métodos, que contêm métodos físicos, químicos ou biológicos, dependendo do tipo e quantidade de carga poluidora, levando em consideração os poluentes que se propõem remover e qualidade do efluente a ser lançado nos corpos hídricos (HOLKAR *et al.*, 2016).

2.3.1 Processo UV/H₂O₂

O processo UV/ H₂O₂, também chamado de processo de fotoperoxidação, é um processo foto-oxidativo o qual utiliza conjuntamente a radiação ultravioleta (UV) com o peróxido de hidrogênio (H₂O₂) para a geração de radicais hidroxila (OH•), tornando o sistema mais efetivo quando comparado ao uso de cada uma separadamente, pois ocorre aumento na produção de radicais hidroxila tornando o meio altamente oxidante (TEIXEIRA; JARDIM, 2004)

Além disso, o processo UV/H₂O₂ não gera resíduo final ou lodo e é independente de qualquer outro composto catalisador, o que o torna um processo mais prático e simples que outros POAs (MIKLOS *et al.*, 2018; PESQUEIRA *et al.*, 2021; DHANGAR; KUMAR, 2020). No processo UV/H₂O₂ a radiação da luz UV atua como ativador do H₂O₂ (Equação 7) proporcionando sua fotólise, deste modo sendo produzidos dois radicais hidroxila, ocasionando também maior rendimento desses radicais (BOCZKAJ; FERNANDES, 2017).



As lâmpadas de luz UV utilizadas nesse método, usualmente, tem emissão de 254 nm de comprimento de onda, visto que nos processos de desagregação do H₂O₂ por lâmpadas de luz UV o oxidante somente consegue absorver radiações de até 220nm. Por sua vez, as condições do efluente podem interferir no processo, logo, devem ser levadas em consideração, pois a velocidade de oxidação do processo e dos contaminantes é determinada pela velocidade das reações no meio. O processo de degradação do H₂O₂ é favorecido por temperaturas elevadas e pH baixos, apresentando resultados mais eficientes na faixa de 2 a 4 na presença de radiação UV. Portanto, fatores como pH, concentração de H₂O₂, e temperatura devem ser monitorados (GOGATE; PANDIT, 2004). Dessa forma, é de suma importância o controle das variáveis que influenciam o processo, além de estabelecer os critérios necessários para o contaminante alvo, levando em consideração sua estrutura química e concentração no efluente.

2.3.2 UV/H₂O₂ em efluentes têxteis

O UV/ H₂O₂ surge como alternativa para o tratamento de efluentes têxteis e como alternativa para os tratamentos convencionais existentes. O processo tem histórico como tecnologia de tratamento de água, tendo sido empregado para remover uma ampla gama de poluentes encontrados nos efluentes industriais têxteis (POURHOLI *et al.*, 2018). Muitos resultados positivos com eficiência de tratamento mostram que a aplicação desse método em

efluentes industriais têxteis em escalas maiores que podem ser uma realidade no futuro (MIKLOS *et al.*, 2018). Na Tabelas 1 estão listados os trabalhos realizados com o processo de UV/H₂O₂ nos efluentes têxteis e os resultados que foram obtidos e a eficiência de remoção.

Tabela 1 - Estudos sobre aplicação do processo UV/H₂O₂ no tratamento de efluente têxtil.

Referência	Parâmetros Analisados	Eficiência de Remoção
Hung-Yee et al. (2005)	Corantes	Corantes: 95%
Sudarjanto et al. (2006)	Corantes e DQO	Corantes: 99% DQO: 60%
Salgado et al. (2008)	Cor e DQO	Cor: ~ 99% DQO: 33%
Ribeiro et al. (2010)	Cor, Turbidez, DQO, Sólidos Totais, e Condutividade	Cor: ~ 96,44% Turbidez: 8,84% Condutividade: 1,54% SST: 10,39%
Martins et al. (2011)	Cor e DQO	Cor: 95,4% DQO: 73%
Nagel-Hassemer (2011)	Cor	Cor: 73% - Efluente Bruto Cor: 96% - Efluente Tratado
Nagel-Hassemer et al. (2012)	Cor e Sólidos Suspensos Totais	Cor: 96% SST: 90%
Manikadan et al. (2016)	Cor e DQO	Cor: 98,77% DQO: 86,11%
Rosa et al. (2020)	Sal e Carbono Orgânico Total	Sais: 95% COT: 93%

Fonte: Elaborado pelo Autor (2023).

Portanto, pode-se concluir que o processo de UV/H₂O₂ é eficaz para o tratamento de águas residuais têxteis, todavia, os parâmetros de operação são de suma importância para a remoção dos poluentes. Logo, os parâmetros devem estar em condições direcionadas para os poluentes alvo podendo otimizar sua remoção conforme parâmetros de operação, levando em consideração o pH, temperatura, intensidade luz, concentração do peróxido, assim como os possíveis tratamentos anteriores e posteriores realizados no efluente têxtil. Apesar dos benefícios do UV/H₂O₂ para o tratamento de efluentes têxteis o uso desse processo de maneira única, pode resultar no aumento da toxicidade devido ao peróxido em excesso ou residual, mas quando combinados com outros tratamentos podem reduzir esses efeitos indesejados (BILINSKA *et al.*, 2018).

2.4 Co-tratamento de efluentes com AIDAM

Embora os primeiros estudos de co-tratamento de efluentes com AIDAM datem de meados de 1930 com trabalho de Roetman (1932), com as primeiras sugestões de mistura com esgoto doméstico para remoção de patógeno por meio do pH baixo e concentrações elevadas de metais, pouca atenção foi dada à eficiência do tratamento e seu potencial. Logo, ainda são relativamente poucos os estudos que investigam e aplicam o co-tratamento com AIDAM (STROSNIDER, WINFREY, NAIRN, 2011). O co-tratamento com AIDAM pode ser encontrado na literatura com variações de nomenclatura, em trabalhos em que são utilizadas terminologias como tratamento combinado, tratamento integrado e co-tratamento com drenagem ácida de minas (NUNES, 2010; STROSNIDER, WINFREY, NAIRN, 2011; DENG, LIN, 2013; WOLKAN *et al.*, 2016; VELEZ-PEREZ *et al.*, 2020;). Além disso, os estudos de aplicação disponíveis desse processo têm sido poucos e distantes entre si (MAKHATHINI, MULOPO, BAKARE, 2020).

A elevada concentração de ferro nas águas contaminadas pela DAM tem motivado pesquisas que visam aproveitar o potencial coagulante e oxidativo destas águas em co-tratamento com outros tipos de efluentes, como o esgoto sanitário doméstico, o lixiviado de aterro sanitário, efluentes farmacêuticos, hospitalares e derivados de agricultura e indústrias (MAGOWO, SHERIDAN, RUMBOLD, 2020; MAKHATHINI, MULOPO e BAKARE, 2022). Portanto, mostra-se viável a utilização do co-tratamento juntamente com o efluente industrial têxtil. Enquanto o alto pH destes efluentes elevaria o pH da mistura, atingindo valores próximos à neutralidade que possibilitariam a precipitação dos íons metálicos contidos na DAM, a DAM possibilitaria a precipitação de poluentes presentes nos efluentes têxteis e a sua desinfecção, reduzindo a salinidade e removendo os corantes presentes. Os metais presentes na DAM (principalmente ferro, alumínio e manganês) e seu baixo pH também podem servir como insumos para as reações que usam íons metálicos para a formação de hidroxilas a partir de peróxido de hidrogênio, como por exemplo o Processo Fenton, promovendo a coagulação/floculação dos corantes (WOLKAN *et al.*, 2020).

Os trabalhos disponíveis na literatura que apresentam o co-tratamento com AIDAM como objeto de estudos se concentram nas seguintes abordagens: mistura de drenagem ácida de minas com outro efluente (esgoto doméstico, lixiviado, efluentes industriais) para tratamento combinado, mistura para efeitos de coagulação simples, drenagem ácida de minas como fonte de ferro base para a reação Fenton, uso de drenagem ácida de minas concentrada para reduzir os volumes de mistura e combinação da mistura de drenagem de minas com outros efluentes para tratamento conjunto da mistura, usualmente tratamentos biológicos (WOLKAN, 2016).

Os fatores que demonstraram afetar o funcionamento das técnicas de co-tratamento com AIDAM incluem principalmente as proporções de mistura e a química das águas misturadas (KONARZEWSKI, 2009). Por exemplo, um fluxo de resíduos com alto valor de DQO pode beneficiar o co-tratamento com AIDAM, uma vez que a mistura controlada desses dois fluxos pode acelerar a eliminação de DQO enquanto aumenta o pH do efluente ácido e diminui suas concentrações de metal e sulfato (MAKHATHINI, MULOPO, BAKARE, 2020).

O co-tratamento com AIDAM é uma aplicação derivada da engenharia ecológica que combina aspectos do tratamento passivo de drenagem ácida de minas e tratamento convencional de efluentes. O tratamento passivo de drenagem ácida de minas geralmente requer doadores de elétrons de substratos adequados para remoção de oxigênio dissolvido (OD), redução bacteriana de SO_4^{2-} e a redução de metais, como ferro, também mediada por bactérias. Uma vantagem teórica do co-tratamento de AIDAM com águas residuais é que os componentes estão geralmente em um equilíbrio, onde, por exemplo, um fluxo de efluente é altamente ácido e o outro é altamente alcalino, produzindo neutralização quando os dois são misturados (HUGHES, GRAY, 2013). Por exemplo, altas concentrações de particulados em esgoto doméstico promovem a eliminação de ferro através da precipitação de hidróxido. Os hidróxidos de ferro e alumínio podem então remover por adsorção turbidez, sólidos suspensos e demanda química de oxigênio no efluente (DEMIN, DUDENEY 2003; JOHNSON, YOUNGER, 2006; HUGHES, GRAY, 2013). Como exemplo, em algumas estações de tratamento de efluentes, a remoção de poluentes é conseguida via coagulação/floculação pela adição de sais de alumínio ou ferro, elementos estes que estão naturalmente presentes na AIDAM (CARAVELLI et al. 2010).

Além disso, o estudo de Hughes e Gray (2013) provou que o uso de lodo de drenagem ácida de minas como coagulante é tão eficiente quanto os coagulantes convencionais de ferro e alumínio usados em estações de tratamento. Os fatores mais significativos que afetam a remoção de metal são os parâmetros do processo como o tempo de sedimentação, a remoção de sólidos suspensos, as concentrações de oxigênio dissolvido e tempo de retenção hidráulica (SANTOS *et al.*, 2004; SANTOS, JUDD 2010; ZIPPER, SKOUSEN, 2010); além de fatores físicos e químicos, por exemplo pH, solubilidade, tamanho de partícula, concentrações de metal e temperatura (ALQODAH, 2006; CHANG et al. 2007; PAMBRUN *et al.*, 2008; CRANE et al. 2010). Logo é notado que o co-tratamento com AIDAM pode ser utilizado com eficiência como pré-tratamento para águas industriais, contudo as condições operacionais que podem influenciar no sistema devem ser avaliadas e levadas em consideração.

Embora apresente diversas vantagens, ainda há problemas não resolvidos no co-tratamento de outros efluentes com a DAM. Por exemplo, o lodo gerado pode ser rico em vários metais potencialmente tóxicos; portanto, é importante considerar como o lodo é descartado ou manuseado posteriormente. A singularidade de cada efluente dificulta o desenvolvimento de estratégias de co-tratamento que sejam padronizadas de modo “universal”; em vez disso, as opções de co-tratamento podem precisar ser otimizadas e avaliadas em um cenário caso a caso (MENEZES et al. 2009). Além disso, das desvantagens apresentadas nota-se o aumento da carga de sulfato no efluente devido à presença de enxofre na pirita, o que pode aumentar a necessidade de pós-tratamentos para o efluente (WOLKAN *et al.*, 2020). Apesar de raramente contabilizados nos estudos, os custos referentes à coleta e transporte podem ser proibitivos; contudo, as cidades mineradoras com fluxos fluviais afetados podem aproveitar essa tecnologia que une o co-tratamento de AIDAM ao de seus efluentes industriais para tratar ambos os fluxos de resíduos (MAGOWO, SHERIDAN, RUMBOLD, 2020). Este é o caso da região carbonífera catarinense, na qual existe também uma forte indústria têxtil.

2.4.1 Co-tratamento de AIDAM com efluente têxtil

Wolkan et al. (2020) avaliaram o co-tratamento de AIDAM e DAM com águas residuais têxteis seguido de processo oxidativo avançado foto-Fenton com o intuito de utilizar o ferro presente na AIDAM como material para o processo de oxidação. A grande concentração de ferro encontrado na DAM foi aproveitada como potencial coagulante e oxidativo dessas águas que, além de servir como insumo, foi usado como corretor de pH para o efluente têxtil, alcançando valores próximos a neutralidade, proporcionando a precipitação dos contaminantes e a sua desinfecção. O trabalho utilizou dois efluentes de AIDAM com cor de 4750 mgPtCo/L e dos ensaios de co-tratamento por mistura e sedimentação destacam-se a remoção de cor de 84% e 87% e a remoção de turbidez, com eficiências de 67% e 60%. Apesar da eficiência de remoção, os processos de coagulação simples (sem levar em consideração a etapa de floculação) seguido de sedimentação em cone Imhoff, permitiram a retirada de uma fração da cor e da turbidez, deixando a parcela recalcitrante da cor para ser removida no processo avançado. Os valores residuais de cor das misturas dos efluentes foram de 600 mgPtCo/L e 770 mgPtCo/L e valores de pH ainda ácido para ambas as misturas, com 4,33 e 5,82. O trabalho também observou melhora na acidez e alcalinidade do sistema, pois a mistura das águas promoveu um balanço entre a alta acidez da DAM e alta alcalinidade do efluente têxtil. Logo, os resultados encontrados no estudo corroboram com o trabalho de Makhatini, Mulopo e Bakare (2020) que afirmam que o co-tratamento com AIDAM se apresenta como uma opção para pré-tratamentos

e podem ser utilizados em conjunto com outros sistemas, preferencialmente métodos avançados de tratamento, gerando parâmetros mais adequados para lançamento.

2.5 Co-tratamento de AIDAM com outros métodos

Estudos realizados mostram que as amostras de DAM coletadas variam de acordo com os locais em concentração de metais, como ferro e alumínio. Para os trabalhos que utilizam esse efluente como objeto de estudo, as águas de DAM podem ser divididas de acordo com sua concentração de metais, principalmente o ferro. Logo, a AIDAM é o corpo hídrico afetado pela DAM onde as concentrações dos metais estão diluídas em comparação ao seu ponto de origem; já a DAM apresenta concentrações altamente elevadas de metais, pois são coletadas diretamente dos resíduos de rejeito derivados da atividade de mineração ou do ponto onde emerge a DAM, suas concentrações podem ultrapassar 1500mg/L de ferro (HUGHES e GRAY, 2012). Estas variações entre as concentrações também tornam distintas as concentrações de DAM sintética, onde os trabalhos tendem a adaptar o efluente sintético as condições reais mais próximas, fazendo com que as DAM sintéticas tenham características diversas e com valores individualizados. Essa variação de concentrações dos efluentes de DAM na literatura justificam o uso de proporções diferentes de DAM e efluente para que a mistura apresente efeito de coagulação (WOLKAN, 2016).

Quantidade considerável dos estudos trabalha com as elevadas concentrações de ferro como matéria-prima para processos avançados, notadamente os processos Fenton, além de utilizar a DAM junto a processos biológicos, notadamente utilizados na desinfecção de esgoto sanitário. Estudos recentes têm focado em biorremediação com AIDAM combinadas a outros efluentes com foco em biorreatores operando com bactérias redutoras de sulfato (BRS) derivadas da DAM (DENG, WEIDHAAS, LIN, 2016; MAKHATINI, MULOPO e BAKAER, 2021). Ademais, as avaliações dos trabalhos levam em consideração o pH da mistura direcionada, as configurações do reator Fenton e a proliferação bacteriana nos reatores, raramente levando em consideração os efeitos desse parâmetro nos processos de coagulação/floculação (FAGUNDES, 2009; LOPES, 2011; DENG, WEIDHAAS E LIN, 2016; WOLKAN *et al.*, 2020; MAKHATINI, MULOPO, BAKAER, 2021). Outros trabalhos apresentam o uso do lodo derivado de DAM como adsorvente para a remoção de corantes, mas sem avaliar os parâmetros de cor do efluente ou os aspectos coagulantes do lodo, como a composição de alumínio presente na DAM (WEI, VIADERO, 2007; FLORES *et al.*, 2012). Na Tabelas 2 apresentam-se, de forma compilada, os estudos e os métodos de tratamento utilizados junto ao co-tratamento e seus respectivos efluentes.

Tabela 2 - Estudos de co-tratamento com DAM combinado com outros métodos de tratamento.

Referência	Efluente combinado	Métodos de Tratamento	Tipo de DAM
Fagundes (2009)	Lixiviado de aterro	Fenton	DAM concentrada
Neto et al. (2010)	Esgoto sanitário bruto	Fenton	AIDAM
Lopes (2011)	Esgoto sanitário	Fenton	DAM concentrada
	Esgoto sanitário	Tratamento biológico	DAM concentrada
Strosnider et al (2011)	Esgoto sanitário bruto	Clarificadores, Biofimes, wetlands	DAM (sintético)
Hughes e Gray (2012)	Esgoto sanitário (sintético)	Lodo Ativado	DAM (sintético)
Deng, Weidhaas e Lin (2016)	Esgoto Sanitário	Biorreator	AIDAM
Wolkan et al. (2020)	Efluente Têxtil	Fenton	AIDAM
Makhathini, Mulopo e Bakare (2021)	Hospitalar	Biorreator	DAM

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Na literatura, os co-tratamentos com AIDAM junto aos efluentes industriais são existentes; contudo, ainda são escassos e espaçados entre si, quando comparado a trabalhos abordando efluentes domésticos pareados com tratamentos biológicos, que são a maioria dos estudos realizados no tema. Além disso, a complexidade de efluentes industriais individualiza os trabalhos realizados, sendo necessária a adaptação e avaliação caso a caso mesmo tratando-se de efluentes considerados similares. Os trabalhos disponíveis com corante e efluente têxtil bruto mostram que apesar da eficiência da DAM para remoção de parte dos corantes e, conseqüentemente, do parâmetro de cor nas águas, parte recalcitrante desse material ainda é encontrado no efluente, causando a necessidade de pós-tratamentos, preferivelmente por métodos avançados, para total remoção desses poluentes (WOLKAN *et al.*, 2020; MAKHATHINI; MULOPO; BAKARE; 2021). Apesar de haver trabalhos que abordem o uso do co-tratamento com POAs, como o Fenton, ainda não existem estudos que abordem diretamente o co-tratamento seguido por processos de UV/H₂O₂ e, contudo, devido sua notada eficiência no tratamento de efluentes têxteis, o método se mostra uma abordagem sinérgica para o processo, como já é o caso dos processos Fenton.

2.6 Lançamento de águas e legislações ambientais aplicáveis

De acordo com o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) (2014), o Brasil apresenta diversos desafios para implementar o saneamento para toda a sua população e para proporcionar a qualidade ambiental adequada dos corpos hídricos nacionais. Vista essa necessidade, é importante adotar estratégias que proporcionem preservação ambiental e promovam a redução dos poluentes nos mananciais do Brasil. Nesse trabalho serão adotados os padrões para águas industriais lançadas em corpos hídricos segundo os órgãos e legislações competentes. Embora no Brasil não exista uma legislação específica que regulamente os efluentes da mineração e os corpos de água receptores destes, existem diversas normativas legais para os recursos hídricos. Na Tabelas 3 são apresentadas, de forma compilada, normativas que estabelecem padrões mínimo-máximo de diferentes compostos para lançamento.

Tabela 3 - Normas ambientais vigentes no Brasil e estado de Santa Catarina para padrões, limites e disposições para lançamento de efluentes.

Norma	Definição
Portaria 17/2002 FATMA (Santa Catarina, 2002)	Estabelece os Limites Máximos de Toxicidade aguda para efluentes de diferentes origens, e dá outras providências.
Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005)	Dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, também estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, entre outras providências.
Resolução CONAMA 430 de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011)	Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).
Resolução CONSEMA 181, de 02 de agosto de 2021. (Santa Catarina, 2021)	Estabelece as diretrizes para os padrões de lançamento de efluentes.
Resolução CONSEMA 182, de 06 de agosto de 2021. (Santa Catarina, 2021)	Estabelece as diretrizes para os padrões de lançamento de esgotos domésticos de sistemas de tratamento públicos e privados.
Resolução CONSEMA 189, de 04 de março de 2022. (Santa Catarina, 2021)	Altera a Resolução CONSEMA nº 181, de 02 de agosto de 2021 e a Resolução CONSEMA nº 182, de 06 de agosto de 2021.
Lei 18.350 de 27 de janeiro de 2022 (Santa Catarina, 2022)	Institui o Código Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina e estabelece outras providências.

Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

3 METODOLOGIA

Neste capítulo são apresentados os materiais e métodos utilizados nos procedimentos experimentais e no controle analítico deste trabalho. Os experimentos descritos nesta pesquisa foram realizados no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU), no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) e no Laboratório de Reuso de Águas (LaRa), pertencentes ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

O desenvolvimento do trabalho envolve inicialmente a caracterização do efluente têxtil e de drenagem ácida de minas, com o objetivo de estudar a combinação de ambos no co-tratamento para a análise da mistura no processo de coagulação em teste de jarros. Posteriormente, o efluente resultante do co-tratamento foi submetido ao processo oxidativo avançado UV/H₂O₂ que teve como objetivo o polimento final do mesmo.

3.1 Coleta das Amostras de DAM e AIDAM

As amostras de drenagem ácida de minas foram coletadas em locais que permitiram a retirada do efluente sem o recolhimento de sedimentos, evitando as proximidades do leito. O primeiro ponto de retirada do efluente corresponde a um manancial de DAM subterrânea localizado na periferia da cidade de Siderópolis/SC, no Manancial Língua do Dragão (28°35'17.8''S/49° 27'41.0''W), conforme Figura 1 e Figura 3. O manancial é impactado pela grande quantidade de pirita exposta na zona antes da sua emissão superficial causada pelo processo conhecido como inversão do perfil edáfico, decorrente de antigas atividades de extração de carvão mineral a céu aberto (NÚÑEZ-GÓMEZ, 2016).

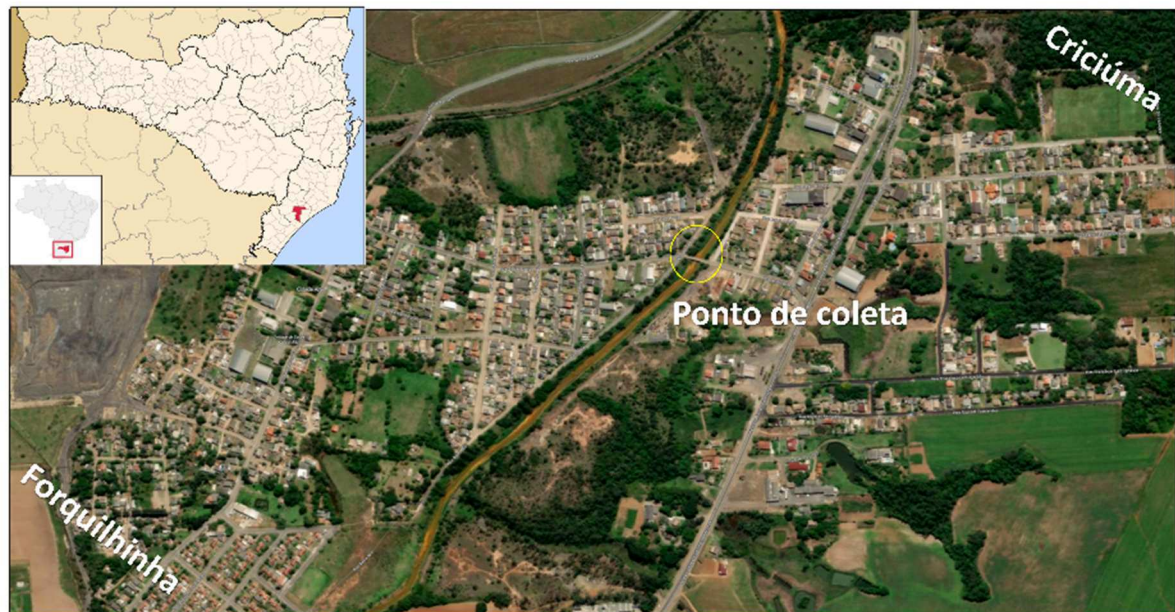
Para o efluente de AIDAM foram coletadas amostras no Rio Sangão, entre as cidades de Criciúma e Forquilha – SC (28°44'28.68"S / 49°24'30.60"W), conforme Figura 2 e Figura 3, que é um curso hídrico superficial impactado com a drenagem ácida de minas, dentre outros efluentes industriais e urbanos, durante sua passagem pela cidade de Criciúma/SC. As garrafas coletoras não estéreis de polipropileno foram preenchidas sem *headspace* e foram fechadas para evitar a entrada de ar nas amostras, que foram então armazenadas em recipiente a 4°C. Foram realizadas duas coletas distintas nos pontos indicados.

Figura 1 - Localização do Manancial Língua do Dragão, Siderópolis/SC.



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Figura 2 - Localização do rio Sangão, Criciúma/SC.



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Figura 3 - Pontos amostrais no Manancial Língua do Dragão (esquerda) e rio Sangão (direita).

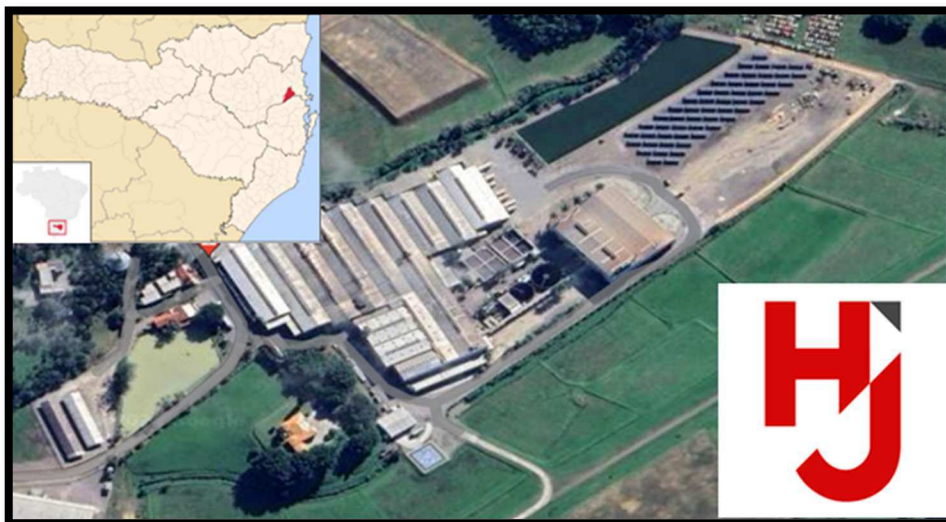


Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

3.2 Coleta de Efluente Têxtil

As amostras de efluente têxtil foram coletadas na cidade de Brusque, em Santa Catarina, região onde a indústria e produção têxtil é bastante ativa e dominante, na empresa HJ Tinturaria & Soluções Têxteis ($27^{\circ}03'53.3''S/48^{\circ}53'34.2''W$) que atua no ramo têxtil, conforme Figura 4. A empresa possui estação de tratamento de efluente conforme mostrado na Figura 5. Contudo, o efluente foi coletado antes do início de qualquer tratamento, ou seja, o efluente coletado se encontrava em seu estado bruto. A coleta foi efetuada em garrafas coletoras não estéreis de polipropileno, as quais e foram preenchidas sem *headspace*, fechadas para evitar a entrada de ar nas amostras, e armazenadas em recipiente a 4°C em ausência de luz.

Figura 4 -Localização HJ Tinturaria e Soluções Têxteis, Brusque/SC.



Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Figura 5 - Estação de Tratamento de Efluentes da Empresa HJ Tinturaria e Soluções Têxteis.



Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

3.3 Caracterização das Amostras

Na Tabela 4 são apresentadas as metodologias empregadas na caracterização dos parâmetros de interesse da DAM, AIDAM e do efluente têxtil, sendo metodologias baseadas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2017).

Tabela 4 - Metodologias de medição dos parâmetros físico-químicos dos efluentes.

Parâmetros	Metodologia	Equipamento
Ferro (mg/L)	Ferover	
Manganês (mg/L)	Oxidação com periodato	
Alumínio (mg/L)	Aluminom	Espectrofotômetro HACH DR 5000
Sulfato (mg/L)	Sulfaver	
Cor (mgPt-Co/L)	Platina-Cobalto	
DQO (O ₂ mg/L)	Colorimétrico de refluxo fechado c/ digestão	
Níquel (mg/L)	Absorção Atômica de Alta Resolução	Espectrômetro chama Varian SpectrAA 50B
Chumbo (mg/L)		
Cromo (mg/L)		
Magnésio (mg/L)		
Zinco (mg/L)		
pH		
Condutividade (µS/cm)	Sonda Multiparâmetros	Hanna HI-98191
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg/L)	Método gravimétrico	2540B - Standard Methods, 2005
Sólidos Totais (ST) (mg/L)		
Sólidos Sedimentáveis (SS) (ml/L)	Método volumétrico	
Turbidez (NTU)	Turbidímetria	HACH 2100Q

Fonte: Elaborado pelo Autor (2023).

3.4 Ensaio de Co-tratamento

3.4.1 Mistura e coagulação

Para este trabalho foi empregada metodologia adaptada de Konarzewski (2009) que consiste em misturar o efluente têxtil com diferentes proporções de DAM e AIDAM para analisar os parâmetros do produto desta mistura e selecionar uma proporção de volume ideal para a coagulação e remoção dos poluentes, assim como selecionar a melhor opção entre DAM ou AIDAM para o co-tratamento. Para conduzir os ensaios, inicialmente foram medidas e testadas diferentes proporções de volumes entre os efluentes de DAM e AIDAM misturados ao efluente têxtil, seguindo com a avaliação dos resultados obtidos. Na Tabelas 5 são apresentadas as proporções para mistura entre AIDAM e efluente têxtil, a Tabelas 6 apresenta as proporções utilizadas para a mistura entre DAM e efluente têxtil. A metodologia proposta por Wolkan et al., (2020) leva em consideração avaliar o co-tratamento pela remoção e concentração final dos contaminantes, evitando assim análises equivocadas causadas pela simples diluição de um efluente por outro, motivo pelo qual também se evitaram proporções superiores à 4:1 (AIDAM:Têxtil e DAM:Têxtil) tanto para a DAM como para a AIDAM, pois a diluição da cor se torna mais acentuada a partir desse ponto. Os ensaios com as misturas foram realizados em duplicata misturando em Becker de 500 mL as proporções indicadas conforme Tabelas 7 para AIDAM e Tabelas 8 para DAM em teste de jarros, conforme Figura 6, em velocidade de 35 rpm por 10 minutos, conforme adaptação do estudo de Strosnider et al. (2012). A seguir, a mistura permaneceu em Becker de 500 mL em repouso pelo período de 1 hora para sedimentação e após repouso foram realizadas em todas as amostras as medições dos parâmetros: cor verdadeira (obtida com filtração) e aparente, turbidez, pH, condutividade e demanda química de oxigênio. Os resultados foram dispostos de acordo com as médias e os desvios padrões das medições das amostras. Esses resultados foram avaliados e então utilizados para definição da melhor proporção do co-tratamento.

Selecionada a melhor opção dentre DAM e AIDAM e definida a melhor proporção para o co-tratamento, foram avaliados os demais parâmetros dispostos na Tabelas 4 e as análises toxicológicas, ambos em triplicatas. Os sobrenadantes resultantes dos ensaios de teste de jarros da melhor proporção após o período de repouso de 1 hora foram então utilizados nos ensaios de oxidação fotoquímica.

Tabela 5 - Plano experimental para definição de proporção de mistura entre AIDAM e efluente têxtil.

		AIDAM:Têxtil
Proporção		1:1
		2:1
		3:1
		1:2
		1:4
		3:4
		3:2

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

Tabela 6 - Plano experimental para definição de proporção de mistura entre DAM e efluente têxtil.

		DAM:Têxtil
Proporção		1:1
		2:1
		4:1
		1:2
		1:4

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

Tabela 7 - Proporção da mistura de AIDAM e efluente têxtil em volume de 500mL.

Proporção	Volume AIDAM (mL)	Volume Têxtil (mL)
1:1	250	250
2:1	333	167
3:1	375	125
1:2	167	333
1:4	100	400
3:4	215	285
3:2	300	200

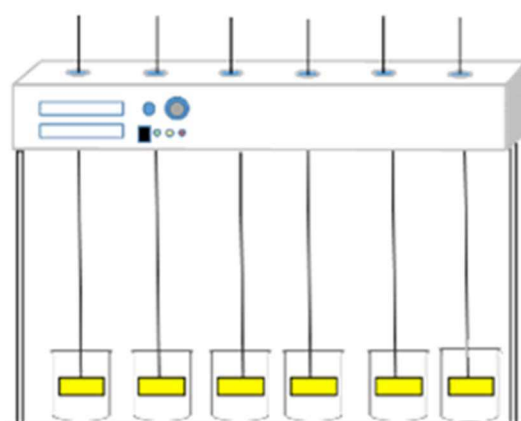
Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Tabela 8 - Proporção da mistura de DAM e efluente têxtil em volume de 500mL.

Proporção	Volume DAM (mL)	Volume Têxtil (mL)
1:1	250	250
2:1	334	166
4:1	400	100
1:2	166	334
1:4	100	400

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Figura 6 – Esquema do sistema de Teste de Jarros.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2023).

3.4.2 Análises Toxicológicas

Além das análises dos parâmetros físico-químicos apresentados na Tabelas 4, foram realizados ensaios toxicológicos para avaliar a toxicidade dos poluentes, o grau e a natureza de seus efeitos sobre determinados seres vivos, nesse caso em organismos vegetais. A toxicidade dos efluentes foi avaliada pela determinação de fitotoxicidade, que é a resposta adversa de plantas a agentes abióticos de modo que possam causar alterações bioquímicas e/ou fisiológicas, de maneira permanente ou temporária. As plantas desempenham função essencial como fonte de alimentos de sistemas aquáticos, participam dos ciclos biogeoquímicos com produção de oxigênio, manutenção de nutrientes e também no ciclo de íons metálicos

(STEGEMEIER *et al.*, 2017). A fitotoxicidade foi avaliada por bioensaios com semente de alface (*Lactuca sativa L.*) e de pepino (*Cucumis sativus L.*).

3.4.2.1 Ensaios de fitotoxicidade

As sementes foram selecionadas conforme recomendado pelas Diretrizes de Teste de Efeitos Ecológicos (EPA, 2012). Para os efeitos agudos foram considerados os índices de germinação das sementes, ou seja, quantidade de sementes que germinaram quando expostas à solução; e para determinação dos efeitos crônicos foi monitorado o desenvolvimento da planta através do crescimento da raiz e do hipocótilo. A metodologia utilizada foi adaptada das propostas por Sobrero e Ronco (2004) e Mendes *et al.* (2016). Para execução dos ensaios, filtros de papel foram posicionados em placas de Petri. Sobre os filtros de papel, 20 sementes de alface ou de pepino foram depositadas de forma equidistante, em seguida foi adicionado 4 mL da solução teste (efluente) para as sementes de alface e 5mL para as sementes de pepino para saturação do papel filtro. Foram utilizadas amostras antes e após o co-tratamento com AIDAM:Têxtil e amostras derivadas do co-tratamento com AIDAM:Têxtil seguido por processo UV/H₂O₂, para as avaliações dos tratamentos propostos. Cada placa foi coberta com papel alumínio para evitar entrada da luz e armazenada. Após estes procedimentos as placas foram incubadas por 120 horas em temperatura de 25°C, sob ausência de luz. Como controle foi efetuado um experimento análogo utilizando água mineral. Na Figura 7 tem-se a ilustração das placas com as sementes nos ensaios de fitotoxicidade.

Figura 7 - Placas de petri com sementes de alface (esquerda) e pepino (direita) para ensaios de fitotoxicidade.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

As respostas da toxicidade foram avaliadas a partir dos resultados do percentual de germinação e da inibição de crescimento das sementes, obtidas pela média e desvio padrão. A germinação seguiu como critério de avaliação o surgimento efetivo da raiz em relação ao controle positivo. Os parâmetros de toxicidade foram calculados pelas formulas apresentadas nas Equações 8, 9 e 10.

$$\% \text{ GA} = \frac{\text{n}^{\circ} \text{ sementes germinadas} \times 100}{\text{n}^{\circ} \text{ sementes}} \quad \text{Eq. 8}$$

$$\% \text{ ICRH} = \frac{\text{MCHC} - \text{MCHA} \times 100}{\text{MCHC}} \quad \text{Eq. 9}$$

$$\% \text{ ICRR} = \frac{\text{MCrC} - \text{MCrA} \times 100}{\text{MCHC}} \quad \text{Eq. 10}$$

GA = Germinação Absoluta;

ICRH = inibição do crescimento relativo do hipocótilo;

ICRR = inibição do crescimento relativo da radícula;

MCHC = média do comprimento do hipocótilo do controle positivo;

MCHA = média do comprimento do hipocótilo na amostra;

MCrC = média do comprimento da radícula do controle positivo;

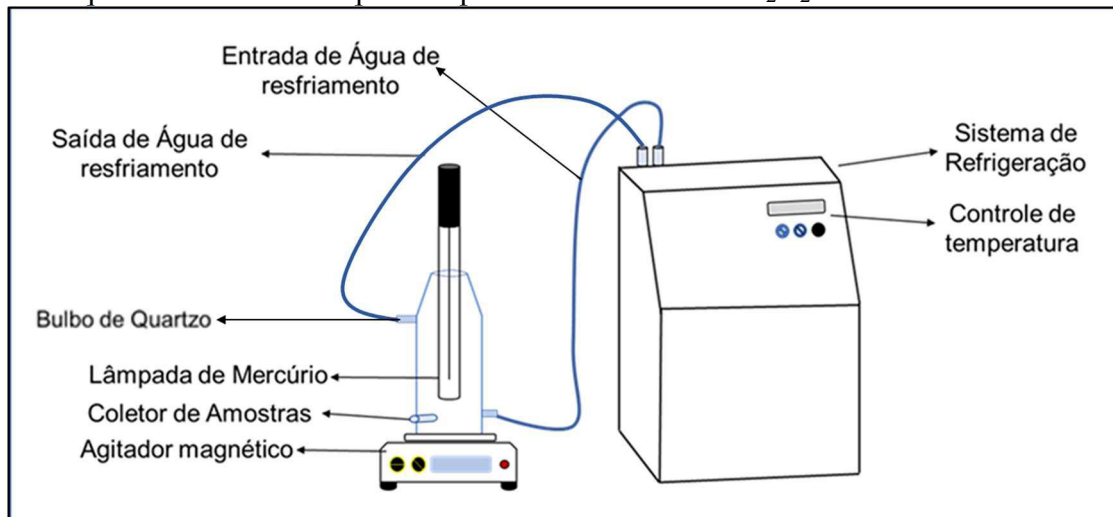
MCrA = média do comprimento na radícula da amostra.

3.5 Processo UV/H₂O₂

A representação esquemática do reator fotoquímico apresentado na Figura 8 mostra o aparato que foi utilizado para os ensaios de UV/H₂O₂. O reator de bancada utilizado possui capacidade de volume de 0,8 L e, radiação UV procedente de uma lâmpada a vapor de mercúrio inserida em tubo de quartzo com potência de 125W. O sistema de refrigeração foi utilizado para evitar o aquecimento do efluente durante o ensaio, contando com parede de vidro de dupla camada que permite a recirculação da água vinda da refrigeração mantendo a temperatura em 20°C. Além disso, o sistema conta com agitador magnético que manteve o efluente sob agitação constante. Para as análises foram retiradas alíquotas pela parte frontal nos tempos determinados: 1, 2, 4, 8, 12, 15, 20, 25 e 30 minutos. Os efluentes utilizados nos ensaios de UV/H₂O₂ foram os sobrenadantes resultantes dos ensaios de teste de jarros que apresentaram melhor remoção dos parâmetros dispostos na Tabelas 4. Após sedimentação, pelo período de 1 hora o sobrenadante do teste de jarros foi inserido no reator fotoquímico até atingir a capacidade

máxima de 0,8 L e iniciou-se o ensaio com o acionamento da lâmpada UV e a introdução do peróxido de hidrogênio líquido na concentração de 60mg/L conforme metodologia de Yarce-Castaño et al. (2021). Os experimentos foram realizados em duplicatas.

Figura 8 - Esquema do reator fotoquímico para ensaios com UV/H₂O₂.



Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

O peróxido de hidrogênio residual presente na solução no final do processo foi neutralizado para que a reação de oxidação derivada do peróxido de hidrogênio fosse encerrada. A neutralização seguiu a metodologia de Ribeiro (2009) que utiliza solução de sulfito de sódio (Na₂SO₃) conforme Equação 11.



Utilizando a Equação 11 e a concentração residual de peróxido de hidrogênio determinada pela espectrofotometria UV-Vis, foi calculado o volume necessário da solução de sulfito de sódio para neutralizar o peróxido de hidrogênio presente na amostra. Para a quantificação do H₂O₂ seguiu-se a metodologia de Oliveira et al. (2001), na qual a reação entre o íon de vanadato e o peróxido de hidrogênio em meio ácido proporciona coloração vermelha devido a formação do cátion peroxovanádio (VO₂³⁺), conforme Equação 12.



Portanto, foi preparada solução de vanadato de amônio dissolvendo 1,17g de metavanadato de amônio (NH₄VO₃) em 5,56 mL de H₂SO₄ a 9,0 mol/L em chapa aquecedora a 180° C. Após dissolução, o volume foi completado até chegar à marca de 100 mL com água

destilada. Para as leituras das concentrações de peróxido residual foram adicionadas 4 mL de solução de vanadato e 2 mL de amostra do efluente utilizado no ensaio com reator fotoquímico em tubo de ensaio. As amostras foram então analisadas em espectrofotômetro Hach modelo DR5000 no comprimento de onda de 446nm.

3.5.1 Consumo de Peróxido de Hidrogênio

O peróxido de hidrogênio tem papel fundamental no tratamento por UV/H₂O₂ pois é o responsável por fornecer os radicais hidroxilas necessários para a reação através da fotólise. Através do residual de H₂O₂ é possível analisar seu consumo ao longo de toda reação, utilizando os valores contabilizados e neutralizados em cada amostragem. Além disso, as concentrações de H₂O₂ ao longo do experimento são um fator que limita a reação, pois é necessária a presença do oxidante para que a degradação do corante ocorra. Contudo, adicionar continuamente H₂O₂ na reação não causa um aumento do rendimento da degradação, pois o excesso de oxidantes na reação causa a degradação de radicais hidroxilas oxidadas formando novos radicais menos oxidantes (NASIRPOUR, *et al.*, 2020; LIU, *et al.* 2020).

Para obtenção da velocidade média da decomposição do H₂O₂ para a concentração proposta de 60mg/L foi realizado cálculo da razão entre a variação da concentração de peróxido pelo intervalo de tempo da radiação. Conforme cálculos obtidos através da Equação 13 será possível avaliar a velocidade com a que um número de mol de uma espécie química está sendo consumida para a formação de outra espécie (FOGLER, 2013). A Equação cinética aponta a variação da concentração molecular de H₂O₂ em relação ao tempo como uma função matemática da constante de velocidade e da concentração da espécie. Ainda de acordo com a Equação 13 será possível definir a ordem cinética da reação. Após definida a ordem cinética da reação, esta foi utilizada para cálculo das constantes de velocidade da Equação 14.

$$\frac{1}{C_o} - \frac{1}{C_f} = -k * t \quad \text{Eq. 13}$$

Onde:

C_o = concentração inicial do H₂O₂ (mg/L).

C_f = concentração final do H₂O₂ (mg/L).

k = constante de velocidade.

t = tempo da reação (s).

$$v = -k * C^2 \quad \text{Eq. 14}$$

Onde:

v = velocidade da reação (mg H₂O₂ /L.min).

k = constante específica da reação.

C = concentração de H₂O₂ (mg/L).

3.5.2 Toxicidade do Residual de H₂O₂

O peróxido residual pode ser tóxico quando encontrado em quantidades elevadas na solução. Além disso, as reações com peróxido de hidrogênio também podem gerar novas espécies químicas quando combinadas com as espécies encontradas no efluente têxtil de AIDAM (CHEN *et al.*, 2019). Portanto, após os ensaios com reator fotoquímico será avaliada a toxicidade final da solução a fim de medir a eficiência do processo sob esta perspectiva, além de determinar se o UV/H₂O₂ proporciona uma redução na toxicidade da solução. Para a avaliação da toxicidade foram utilizadas sementes de *Lactuca sativa* e de *Cucumis sativus* conforme metodologia de Sobrero e Ronco (2012) e Mendes et al. (2016) detalhada no item 3.4.2.1.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Estudos preliminares de coagulação

Levando em consideração as características desafiadoras dos efluentes têxteis e da DAM e AIDAM, assim como as diversas possibilidades de interações dos contaminantes presentes na mistura, optou-se por avaliar e selecionar as misturas sob os aspectos de pH, cor e turbidez. Ademais, o estudo preliminar das misturas permitiu selecionar qual das águas derivadas de minas se adequa melhor ao co-tratamento, permitindo selecionar a melhor opção entre DAM e AIDAM. Nota-se inicialmente que os valores dos parâmetros presentes são sensíveis à simples diluição da mistura, portanto, o trabalho mediu e avaliou previamente pH, cor, turbidez, DQO e condutividade de diferentes proporções de volume para definir o volume ideal da mistura. Após determinar a melhor proporção e o efluente de minas ideal a ser utilizado no co-tratamento de acordo com pH, cor e turbidez, o trabalho seguiu para a avaliação dos efeitos do co-tratamento na remoção dos demais contaminantes presentes (STROSNIDER *et al.*, 2012). Na Tabelas 9 são apresentados os resultados contendo as características físico-químicas e suas concentrações presentes no efluente têxtil, DAM e AIDAM.

Tabela 9 – Parâmetros e concentrações presentes na AIDAM, DAM e efluente têxtil.

Parâmetro	AIDAM	DAM	TÊXTIL
Turbidez (NTU)	147,00 ± 15,00	5,66 ± 0,16	242,43 ± 5,78
pH	3,17 ± 0,13	2,69 ± 0,05	6,95 ± 0,04
Condutividade (µS/cm)	943,89 ± 17,31	2648,89 ± 0,22	14148,75 ± 688,63
Cor Aparente (mgPtCo/L)	110,86 ± 7,48	100,60 ± 8,73	3365,56 ± 196,37
Cor Verdadeira (mgPtCo/L)	17,25 ± 2,27	85,00 ± 0,47	2624,00 ± 43,20
Sulfatos (mg/L)	632,37 ± 19,71	2571,49 ± 141,60	212,16 ± 6,69
DQO (mgO ₂ /L)	37,00 ± 4,64	42 ± 1,31	713,33 ± 28,84
Alumínio (mg/L)	5,54 ± 0,34	24,11 ± 0,51	ND
Ferro total (mg/L)	54,29 ± 0,95	125,06 ± 2,77	1,80 ± 0,19
Cádmio (mg/L)	ND	ND	ND
Cobre (mg/L)	ND	ND	ND
Cromo (mg/L)	0,40 ± 0,08	0,66 ± 0,06	0,23 ± 0,01
Magnésio (mg/L)	7,73 ± 0,15	51,21 ± 2,68	7,55 ± 0,24
Manganês total (mg/L)	2,82 ± 0,04	14,55 ± 0,07	1,40 ± 0,07
Níquel (mg/L)	147,00 ± 15,00	5,66 ± 0,16	242,43 ± 5,78
Mercúrio (mg/L)	3,17 ± 0,13	2,69 ± 0,05	6,95 ± 0,04
Zinco (mg/L)	0,34 ± 0,01	1,03 ± 0,08	0,11 ± 0,01

ND: Não Detectado

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Na Tabela 10 são apresentados os valores encontrados para as avaliações dos sólidos pelo método gravimétrico, exceto os sólidos sedimentáveis que seguiram método volumétrico em cone de Imhoff, segundo metodologias citada na Tabelas 4. Nota-se que o efluente têxtil apresenta maior carga de sólidos com valor de 7105,33 mg/L, com parcela volátil de 674,67 mg/L o que pode indicar presença de matéria orgânica. Isso pode ser explicado pelo uso de corantes e sais orgânicos no processo têxtil, além das parcelas derivadas dos banheiros e refeitórios localizados nas instalações da fábrica (WEI *et al.*, 2020). O efluente têxtil e a DAM não apresentam valores para sólidos sedimentáveis. A AIDAM apresentou valor de 1,10 mL/L para os sólidos sedimentáveis o que é explicado pela presença de sedimentos derivados da água do rio, além de valor igual a 465,95 mg/L para sólidos voláteis totais indicando presença de matéria orgânica no meio, possivelmente derivada das descargas residências próximas ao corpo hídrico e dos nutrientes presentes no rio. As três amostras apresentam valores elevados para sólidos dissolvidos, com 6797,90 mg/L, 671,67 mg/L e 2597,03 mg/L para o efluente têxtil, AIDAM e DAM respectivamente, o que indica que a etapa de coagulação poderá ser benéfica para todas as amostras. As águas derivadas de minas apresentam valores elevados de sólidos dissolvidos devido a presença dos metais e sulfatos que elevam essas concentrações nos corpos receptores, com valores de 10,26 mg/L para os sólidos voláteis da DAM, indicando presença majoritariamente de matéria inorgânica no meio (GOETZ, RIEFLER, 2015; MOODLEY *et al.*, 2018).

Tabela 10 - Caracterização dos sólidos presentes no efluente têxtil, AIDAM e DAM.

Parâmetro	Têxtil	AIDAM	DAM
Sólidos Totais (mg/L)	7105,33 ± 284,22	1209,46 ± 38,46	2599,20 ± 82,65
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	6797,90 ± 80,21	671,67 ± 7,95	2597,03 ± 30,64
Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L)	620,00 ± 20,33	258,33 ± 8,74	8,33 ± 0,26
Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L)	6177,90 ± 239,70	413,33 ± 16,03	2588,70 ± 100,44
Sólidos Fixos Totais (mg/L)	6430,67 ± 140,18	743,51 ± 16,21	2588,94 ± 56,43
Sólidos Suspensão Totais (mg/L)	307,43 ± 12,85	537,80 ± 22,48	2,17 ± 0,09
Sólidos Suspensão Voláteis (mg/L)	54,67 ± 1,04	207,62 ± 3,98	1,93 ± 0,03
Sólidos Suspensão Fixos (mg/L)	252,77 ± 8,63	330,18 ± 11,28	0,24 ± 0,01
Sólidos Voláteis Totais (mg/L)	674,67 ± 26,59	465,95 ± 18,37	10,26 ± 0,41
Sólidos Sedimentáveis (ml/L)	ND	1,10 ± 0,03	ND

ND: Não detectado

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Ademais, a combinação dos efluentes possibilitou a definição da proporção ideal dos volumes que permitem efeito de coagulação por mistura, sem a adição de quaisquer químicos ou aditivos, assim como a definição de uso entre a DAM ou AIDAM nas fases subsequentes do trabalho, conforme metodologia adaptada de Wolkan et al. (2020) e Nunes (2010). O experimento preliminar de coagulação foi realizado sob as condições de 35 rpm e tempo de 10 minutos no jar test. Conforme Tabelas 9 e 10, nota-se que o efluente têxtil, que possui um pH de 6,95, tem um efeito neutralizante sobre a DAM e AIDAM, aumentando o pH da mistura com respeito ao das águas de minas e conseqüentemente diminuindo a acidez, colocando alguns dos metais em faixa de precipitação. Pode ser observado que o alumínio e ferro presentes hidrolisaram nas misturas DAM:Têxtil (1:1) e DAM:Têxtil (2:1), assim como nas misturas AIDAM:Têxtil (1:1), AIDAM:Têxtil (2:1), AIDAM:Têxtil (3:1) e AIDAM:Têxtil (3:2), formando coágulos e precipitando. Conforme Figura 9, algumas proporções não apresentaram efeitos de coagulação, como DAM:Têxtil (4:1), DAM:Têxtil (1:2) e DAM:Têxtil (1:4), assim como nas misturas AIDAM:Têxtil (1:2), AIDAM:Têxtil (1:4) e AIDAM:Têxtil (3:4) acarretando aumento da cor e turbidez. Isso deve-se ao fato da co-precipitação de ferro e alumínio ser realizada com maior eficiência em faixas de pH com valores de 5,0 à 6,0, com diminuição da eficiência conforme se elevam ou diminuem os valores, logo, as faixas de pH menores ou maiores que estas não apresentam efeito de coagulação ou apresentam coagulação menos eficiente (MWEWA *et al.*, 2019). Em alguns casos, mesmo dentro da faixa ótima de co-precipitação os resultados apresentaram valores elevados de turbidez ou de cor aparente, mas com redução da cor verdadeira o que pode ser explicado pela má formação dos flocos ou densidade baixa dos mesmos como no caso da proporção 1:2 (DAM:Têxtil). Além disso, a coagulação por si só não reduz a turbidez. De fato, a turbidez pode aumentar durante o processo de coagulação devido a compostos insolúveis em suspensão. A redução dos contaminantes se demonstram por meio de dois efeitos presentes: o de diluição e o da remoção pela precipitação (NUNES, 2010).

Figura 9 - Misturas sem efeitos de coagulação DAM:Têxtil (1:2) e (1:4).



Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Tabela 11 – Resultados após mistura com DAM para definição de proporção do co-tratamento.

	pH	Cor Aparente (mgPtCo/L)	Cor Verdadeira (mgPtCo/L)	DQO (mg/L)	Turbidez (NTU)	Condutividade (μ S/cm)
DAM	2,69 \pm 0,05	100,60 \pm 8,73	85,00 \pm 0,47	31,33 \pm 1,31	5,66 \pm 0,16	2648,89 \pm 0,22
TÊXTIL	6,95 \pm 0,04	3365,56 \pm 196,37	2624,00 \pm 43,20	713,33 \pm 28,84	242,43 \pm 5,78	14148,75 \pm 688,63
DAM:TÊXTIL (1:1)	5,12 \pm 0,20	247,20 \pm 8,75	222,67 \pm 5,90	213,33 \pm 32,99	18,10 \pm 0,20	8506,67 \pm 69,00
DAM:TÊXTIL (2:1)	3,65 \pm 0,14	209,00 \pm 4,24	179,00 \pm 3,00	263,33 \pm 5,00	16,20 \pm 0,00	6486,67 \pm 111,00
*DAM:TÊXTIL (4:1)	3,10 \pm 0,03	4636,67 \pm 16,99	2910,00 \pm 21,10	326,67 \pm 12,47	283,00 \pm 2,35	5195,00 \pm 50,00
*DAM:TÊXTIL (1:2)	5,72 \pm 0,09	710,00 \pm 20,00	165,00 \pm 13,25	225,00 \pm 5,00	39,60 \pm 1,50	10280,00 \pm 220,00
*DAM:TÊXTIL (1:4)	6,26 \pm 0,01	2295,00 \pm 35,00	2030,00 \pm 30,00	360,00 \pm 0,00	229,00 \pm 4,90	11910,00 \pm 400,00

***SEM EFEITO DE COAGULAÇÃO**

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Tabela 12 - Resultados da mistura preliminar com AIDAM para definição de proporção do co-tratamento.

	pH	Cor Aparente (mgPtCo/L)	Cor Verdadeira (mgPtCo/L)	DQO (mg/L)	Turbidez (NTU)	Condutividade (μ S/cm)
AIDAM	3,17 \pm 0,13	110,86 \pm 7,48	17,25 \pm 2,27	37,00 \pm 4,64	147,00 \pm 15,00	943,89 \pm 17,31
TÊXTIL	6,95 \pm 0,04	3365,56 \pm 196,37	2624,00 \pm 43,20	713,33 \pm 28,84	242,43 \pm 5,78	14148,75 \pm 688,63
AIDAM:TÊXTIL (1:1)	6,14 \pm 0,03	1790,00 \pm 146,50	1305,00 \pm 45,80	666,64 \pm 120,44	171,00 \pm 3,64	7575,70 \pm 227,20
AIDAM:TÊXTIL (2:1)	5,69 \pm 0,01	218,50 \pm 19,75	165,00 \pm 5,76	420,00 \pm 57,20	25,80 \pm 3,93	5530,00 \pm 165,90
AIDAM:TÊXTIL (3:1)	5,29 \pm 0,10	137,00 \pm 1,78	114,00 \pm 3,69	493,33 \pm 61,44	3,95 \pm 0,29	3925,00 \pm 469,13
AIDAM:TÊXTIL (3:2)	6,34 \pm 0,13	333,50 \pm 21,15	277,00 \pm 37,00	280,00 \pm 21,66	15,70 \pm 1,28	6510,00 \pm 150,00
*AIDAM:TÊXTIL (1:2)	6,82 \pm 0,07	1656,67 \pm 141,04	1410,00 \pm 115,36	2920,00 \pm 297,50	233,00 \pm 11,79	9805,00 \pm 59,00
*AIDAM:TÊXTIL (1:4)	6,80 \pm 0,32	2190,00 \pm 211,00	1470,00 \pm 156,00	3346,67 \pm 474,46	186,00 \pm 16,00	10960,00 \pm 565,00
*AIDAM:TÊXTIL (3:4)	6,57 \pm 0,44	1700,00 \pm 384,25	1230,00 \pm 55,00	480,00 \pm 180,00	180,00 \pm 19,00	7935,00 \pm 375,00

***SEM EFEITO DE COAGULAÇÃO**

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

A maior remoção de cor, turbidez e balanço de pH na faixa de co-precipitação dos metais foi obtida na proporção de 3:1 da mistura de AIDAM com têxtil e 1:1 para a mistura de DAM com efluente têxtil com pH mais neutro, conforme Figura 10. Além disso, nota-se que a AIDAM se mostra mais viável para o co-tratamento por apresentar melhores resultados na redução dos parâmetros avaliados. Ainda de acordo com a Figura 10, os flocos gerados pela AIDAM se mostraram mais densos e com melhor formação, gerando valores de cor e turbidez menores e mais eficientes na remoção dos poluentes, propiciando aspecto mais claro e menos turvo quando comparada a mistura com DAM. Ademais, a AIDAM se mostra com maior viabilidade de aplicação por também se apresentar como uma versão mais diluída da DAM, portanto apresenta menores cargas de poluentes; e, diferentemente da DAM, que por vezes se encontra em minas abandonadas de acesso mais restrito, a AIDAM é uma água corrente fluvial, logo, possui maior facilidade de coleta e uso no decorrer do seu curso (RODRIGUES, 2020). Portanto, foi selecionada a proporção 3:1 de AIDAM para ser utilizada nas etapas seguintes do trabalho.

Figura 10 - Comparação dos flocos da mistura com DAM (esquerda) e AIDAM (direita).



Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

4.1.1 Remoção de cor

Conforme Figura 11, pode ser notado elevada cor e alta turbidez no efluente têxtil. No caso da AIDAM, tratando-se de água fluvial, a quantidade de sedimentos presente no rio também aumenta a turbidez da água, causando efeito turvo amarelado. Além disso, os metais derivados das minas precipitam no decorrer do curso do rio o que causa o efeito amarelado da água, derivado da suspensão de sedimentos junto aos metais precipitados. Quanto a DAM, a os valores de turbidez e cor se dão principalmente pelo pH baixo e ausência de meios para a oxidação dos metais, que mesmo em grandes quantidades encontram-se dissolvidos na água e requerem o aumento do pH para oxidação e subsequente precipitação (GOETZ, RIEFLER, 2015).

Figura 11 - Comparativo de cor aparente DAM (esquerda), AIDAM (centro) e efluente têxtil (direita).



Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Um importante fator tratando-se do efluente têxtil e das águas derivadas de minas é o parâmetro cor. Nota-se que, devido aos diversos corantes utilizados nas mais diversas fases do acabamento, durante o tingimento, o efluente gerado tende a ter coloração e turbidez elevadas, o que pode ser um problema ambiental se não gerenciado da maneira adequada (WOLKAN *et al.*, 2020). Já nas águas de minas os metais presentes tendem a oxidar e deixar a água com aspectos amarelo, vermelho ou alaranjado, contudo, quando ainda dissolvidos na água, por vezes, apresenta característica límpida (NUÑEZ-GOMEZ, 2014). A mistura dos efluente propicia o efeito de diluição que tende a diminuir a cor e a turbidez do efluente, prática não permitida no Brasil, pois não há a remoção real de poluentes, apenas a diluição dos mesmos no corpo hídrico, causando efeito falso de remoção dos contaminantes (KONARZEWSKI, 2009; NUNES, 2010; BRASIL, 2011). Portanto, são apresentados nas Tabelas 13 e 14 os resultados para a cor da mistura e o efeito resultante da coagulação para a remoção do parâmetro de cor verdadeira com co-tratamento de DAM e AIDAM.

Tabela 13 - Remoção de cor verdadeira pelo co-tratamento com DAM.

DAM:TÊXTIL	Cor Verdadeira Mistura (mgPt-Co/L)	Cor Verdadeira Após Co-tratamento (mgPt-Co/L)	Eficiência de Remoção de Cor Verdadeira da Mistura
1:1	3906,67 ± 329,25	222,67 ± 5,90	94,30%
2:1	3540,00 ± 451,20	179,00 ± 3,00	94,94%
1:2	3490,00 ± 125,32	2910,00 ± 21,10	95,27%
4:1*	2780,00 ± 365,35	165,00 ± 13,25	-4,68%
1:4*	3680,00 ± 412,00	2030,00 ± 30,00	44,84%
*SEM EFEITO DE COAGULAÇÃO			

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

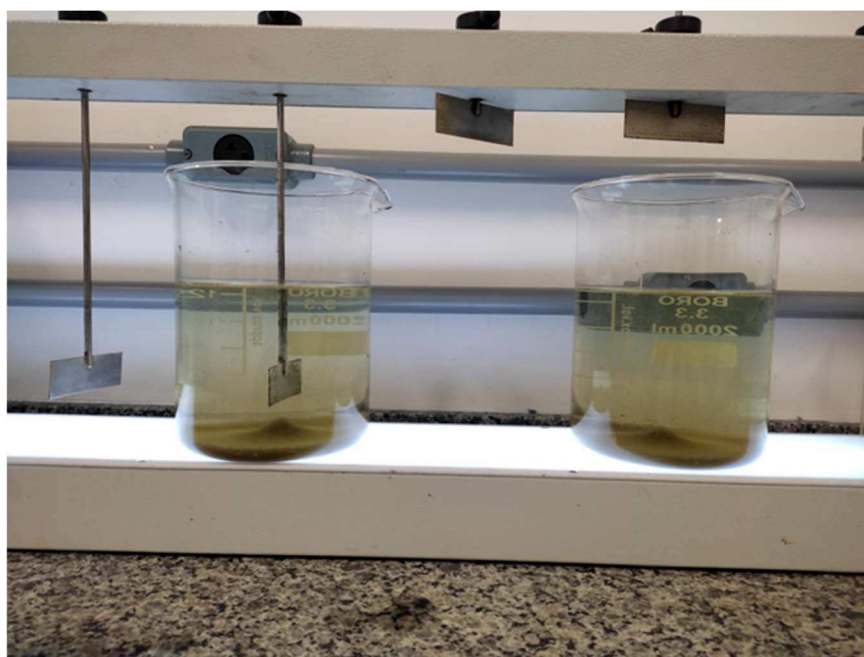
Tabela 14 - Remoção de cor verdadeira pelo co-tratamento com AIDAM.

AIDAM:TÊXTIL	Cor Verdadeira Mistura (mgPt-Co/L)	Cor Verdadeira Após Co-tratamento (mgPt-Co/L)	Eficiência de Remoção de Cor Verdadeira da Mistura
1:1	1990,00 ± 275,00	1305,00 ± 118,13	34,42%
2:1	1650,00 ± 150,00	165,00 ± 17,00	90,00%
3:1	1450,00 ± 655,00	114,00 ± 3,69	92,14%
3:2	1640,00 ± 190,00	277,00 ± 2,25	83,11%
1:2*	2570,00 ± 77,10	1410,00 ± 355,00	45,14%
1:4*	3290,00 ± 90,00	1470,00 ± 120,00	55,32%
3:4*	1880,00 ± 94,00	1230,00 ± 344,00	34,57%
*SEM EFEITO DE COAGULAÇÃO			

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

A partir dos dados das Tabelas 13 e 14 nota-se que definir a proporção do co-tratamento é essencial para a remoção eficiente dos contaminantes. Logo, é notado que em determinados casos a eficiência pode inclusive ser negativa o que indica um aumento de cor e turbidez na mistura do co-tratamento. Analisando os resultados obtidos no co-tratamento pode ser percebido que quando utilizando DAM a tendência inicial da mistura é apresentar cor mais elevada, para posteriormente apresentar baixa significativa dos valores de cor presentes (WOLKAN *et al.*, 2020). Isso pode ser explicado pela maior quantidade de metais presentes na DAM, tornando-a mais concentrada e reativa, além da ausência de sedimentos e sólidos em suspensão que podem atrasar as reações da mistura, portanto ao utilizar a DAM no co-tratamento as reações iniciais foram mais imediatas quando comparadas com o co-tratamento com AIDAM, o que explicaria a elevada concentração da cor da mistura nos primeiros segundos com aumento imediato da turbidez devido a celeridade das reações (NUNES, 2011). No caso da AIDAM os efeitos iniciais são de diluição, com reações mais demoradas, mas com valores mais baixos de cor final nas proporções de AIDAM:têxtil 3:1, de acordo com a Figura 12. Em termos de eficiência, o co-tratamento com DAM apresenta melhores resultados devido ao alto valor de cor inicial da mistura, mas com parâmetros de pH, cor e turbidez finais em faixas indesejáveis para lançamento, além dos valores finais de cor se apresentarem mais elevados. Portanto, é notável que a escolha de utilizar AIDAM na proporção 3:1 também é a melhor opção para remoção de cor da mistura pelo co-tratamento.

Figura 12 - Co-tratamento com AIDAM:têxtil 3:1 em teste de jarros.



Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

4.2 Ensaio de co-tratamento

Na Tabelas 15 têm-se apresentados os valores das concentrações presentes no co-tratamento com AIDAM na proporção 3:1 (AIDAM:Têxtil). Pode-se observar que após o co-tratamento as concentrações de íons metálicos de ferro e alumínio diminuíram substancialmente, indicando que foram utilizados no processo de coagulação. O pH da mistura de 5,29 permitiu que os metais mais abundantes atingissem a faixa de precipitação necessária para a coagulação, entre 5 e 6 (RODRIGUES, 2020). Alguns dos metais presentes, apesar de diminuírem quanto a sua concentração, não apresentaram remoção total mesmo após o co-tratamento. Metais como magnésio e manganês se mostraram pouco alterados após o co-tratamento, isso mostra que nem todos os metais presentes podem ser completamente removidos em uma única faixa de pH. Além disso, os precipitados de hidróxidos metálicos tendem a ressolubilizar se o pH da solução não permanece em faixa ótima para cada metal (BROBOTI *et al.*, 2011). De acordo com a relação entre solubilidade e pH, o processo de precipitação de hidróxido é diverso entre os íons metálicos com as seguintes faixas: pH 3,5 - 4,0 para o ferro, pH de 6,5 - 7,0 para alumínio, pH 10,0 -10,5 para níquel e manganês, pH 9,0 - 9,5 para zinco, pH 9,5 - 10,0 para magnésio e chumbo, e pH de 7,5 - 8,0 para o cromo e cobre (EPA, 1980; WEI, VIADERO, BUZBY, 2005; SCHOLZ, KAHLERT, 2015; MWEWA *et al.*, 2019; ZAINUDDIN *et al.*, 2019; HU *et al.*, 2022). Por fim, a capacidade de remoção da turbidez também está diretamente relacionada à concentração de metais presentes na solução, pois a turbidez em águas com concentrações elevadas de metais pode ser gerada devido a presença de espécies químicas suspensas derivadas dos mesmos (ABDELA, ABD, ABDEL, 2021).

Fator importante do co-tratamento com AIDAM e efluente têxtil é o balanço do pH, pois o potencial alcalino do efluente derivado da indústria têxtil pode amenizar e neutralizar os altos índices de acidez e baixo pH presentes nas águas derivadas da mineração. Além disso, a performance do processo de coagulação é altamente dependente de faixas ótimas de pH para a precipitação dos metais, tornando o processo dependente de um balanço ideal de pH para a mistura (MAKHATHINI, MULOPO, BAKARE, 2020; WOLKAN *et al.*, 2020). A elevada concentração de metais na AIDAM é um fator importante no balanço do pH da mistura, pois abaixo de pH 3 pode ocorrer o tamponamento da solução por meio do ácido forte e da hidrólise do Fe (III), já na faixa de pH 4 o tamponamento ocorre por hidrólise do alumínio, portanto, elevar o pH da mistura com o uso do efluente têxtil se mostrou uma estratégia eficaz. Ademais, os tamponamentos pelas hidrólises dos metais podem se sobrepor substancialmente, levando a uma correlação direta do aumento do pH com a neutralização desses metais. O balanço do pH do co-tratamento até a faixa de 5,29 pode ser explicado pela neutralização dos metais que

precipitam em faixas de pH mais baixas, como ferro e alumínio, como também pelo consumo dos hidróxidos presentes no efluente têxtil, possivelmente formando sais no processo, o que ainda explicaria o elevado valor de condutividade da mistura mesmo após a coagulação (BLOWES, PTACEK, 1994; NORDSTROM, 2000; JURJOVEC, PTACEK, BLOWES, 2002; BAEASEMAN, SMITH, SILVERSTEIN, 2006; BLOWES *et al.*, 2014; NORDSTROM, 2020).

Tabela 15 - Características do co-tratamento com AIDAM (3:1)

Parâmetro	AIDAM	TÊXTIL	Co-tratamento AIDAM 3:1
Turbidez (NTU)	147,00 ± 15,00	242,43 ± 5,78	3,95 ± 0,29
pH	3,17 ± 0,13	6,95 ± 0,04	5,29 ± 0,10
Condutividade (µS/cm)	943,89 ± 17,31	14148,75 ± 688,63	3925,00 ± 469,13
Cor Aparente (mgPtCo/L)	110,86 ± 7,48	3365,56 ± 196,37	137,00 ± 1,78
Cor Verdadeira (mgPtCo/L)	17,25 ± 2,27	2624,00 ± 43,20	114,00 ± 3,69
Sulfatos (mg/L)	632,37 ± 19,71	212,16 ± 6,69	525,84 ± 8,75
DQO (mgO ₂ /L)	37,00 ± 4,64	713,33 ± 28,84	493,33 ± 61,44
Alumínio (mg/L)	5,54 ± 0,34	ND	0,01 ± 0,00
Ferro total (mg/L)	54,29 ± 0,95	1,80 ± 0,19	2,71 ± 0,19
Cádmio (mg/L)	ND	ND	ND
Cobre (mg/L)	ND	ND	ND
Cromo (mg/L)	0,40 ± 0,08	0,23 ± 0,01	0,13 ± 0,01
Magnésio (mg/L)	7,73 ± 0,15	7,55 ± 0,24	7,82 ± 0,41
Manganês total (mg/L)	2,82 ± 0,04	1,40 ± 0,07	2,84 ± 0,24
Níquel (mg/L)	ND	ND	ND
Mercúrio (mg/L)	ND	ND	ND
Zinco (mg/L)	0,34 ± 0,01	0,11 ± 0,01	0,20 ± 0,02

ND: Não Detectado

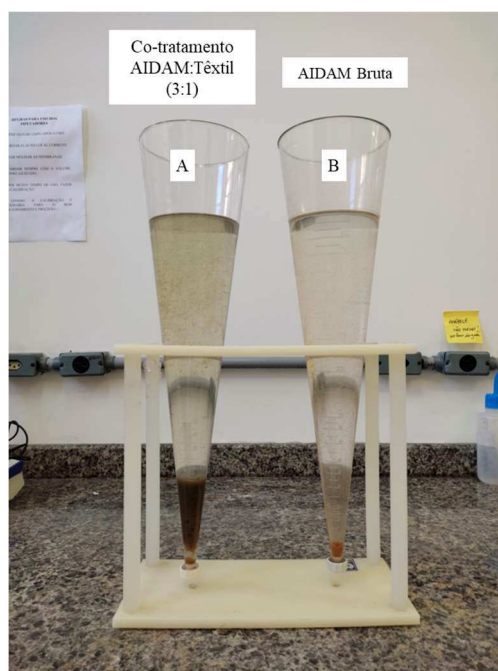
Fonte: Elaborada pelo Autor (2023)

Os tratamentos dos efluentes têxteis são usualmente baseados em processos biológicos aeróbicos seguidos por coagulação química e tratando-se do uso de coagulantes metálicos para remoção de cor, o pH também é um parâmetro importante, influenciando diretamente os resultados de remoção, com faixas de otimização de remoção iniciando em pH 5 até o valor máximos de 8 (oito), onde a eficiência tende a reduzir novamente (BADAWI, ZAHER, 2021; MAHMOUD; MUSTAFA; PETERS, 2021). A remoção dos corantes causa a redução da cor no sistema. Neste trabalho o efluente têxtil apresentava cor verdadeira inicial de 2624,00 mgPtCo/L que foi reduzida para 114,00 mgPtCo/L após o co-tratamento, com eficiência

aproximada de 96%. A parcela final da cor pode ser explicada pela presença de corantes recalcitrantes na solução. Outro fator relevante no tratamento de efluentes têxteis reais é que a presença de sais no efluente pode influenciar as eficiências de remoção dos corantes, o que também explica os altos valores de condutividade na solução. Portanto, ao trabalhar com efluentes têxteis reais, deve ser levado em consideração que existem diversos corantes juntos, além da presença de sabões, tensoativos e diversos íons na solução que podem afetar as reações e influenciar nos valores e balanço de pH, e, conseqüentemente, na remoção da cor (ARAÚJO *et al.*, 2020; THOA *et al.*, 2023).

Quantos aos sólidos presentes ao final do co-tratamento, conforme Tabela 16 observa-se um aumento dos sólidos sedimentáveis devido ao processo de coagulação e elevada carga inicial de sólidos dissolvidos presentes no efluente têxtil e AIDAM. Ao final do processo foi obtido o valor de 30 mL/L em cone de Imhoff, assim como o aumento dos sólidos em suspensão para 839,33 mg/L, conforme observado na Figura 13.

Figura 13 - Cone Imhoff contendo amostra de co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) (A) e AIDAM bruta (B).



Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Tabela 16 - Tabela comparativa entre efluente têxtil, AIDAM e co-tratamento AIDAM (3:1) para os parâmetros de sólidos.

Parâmetro	Têxtil	AIDAM	Co-tratamento AIDAM (3:1)
Sólidos Totais (mg/L)	7105,33 ± 284,22	1209,46 ± 38,46	2121,00 ± 63,90
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	6797,90 ± 80,21	671,67 ± 7,95	1281,67 ± 279,44
Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L)	620,00 ± 20,33	258,33 ± 8,74	172,33 ± 10,60
Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L)	6177,90 ± 239,70	413,33 ± 16,03	1109,34 ± 32,00
Sólidos Fixos Totais (mg/L)	6430,67 ± 140,18	743,51 ± 16,21	1318,90 ± 251,20
Sólidos Suspensão Totais (mg/L)	307,43 ± 12,85	537,80 ± 22,48	839,33 ± 32,60
Sólidos Suspensão Voláteis (mg/L)	54,67 ± 1,04	207,62 ± 3,98	629,77 ± 18,21
Sólidos Suspensão Fixos (mg/L)	252,77 ± 8,63	330,18 ± 11,28	209,56 ± 6,28
Sólidos Voláteis Totais (mg/L)	674,67 ± 26,59	465,95 ± 18,37	802,10 ± 32,08
Sólidos Sedimentáveis (ml/L)	ND	1,10 ± 0,03	30,00 ± 1,00

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

4.2.1 Ensaios fitotoxicológicos

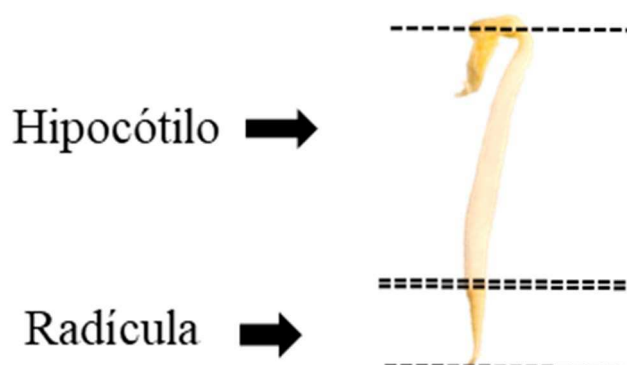
A avaliação da qualidade das águas vai além da composição e características físico-químicas, fazendo-se necessária a determinação de efeitos nocivos pela exposição de organismos às substâncias presentes no efluente, de modo a garantir níveis seguros de exposição (LEE *et al.*, 2018). Ensaios toxicológicos têm a capacidade de avaliar mudanças metabólicas e morfológicas que podem vir a ser causadas pela exposição a determinado poluente ou substância. Os testes toxicológicos são uma ferramenta que não substitui as análises físico-químicas tradicionais, mas proporcionam uma complementação importante no processo de análise de tratamento de efluentes (RODRIGUES, 2020). Ensaios fitotoxicológicos com sementes de pepino (*Cucumis sativus*) e alface (*Lactuca sativa*) são usualmente realizados na avaliação de efluentes por apresentarem alta sensibilidade ao estresse químico e rápida germinação das sementes, o que contribui para o bom desempenho dos experimentos e para a representatividade dos resultados.

Os resultados obtidos nos testes fitotoxicológicos estão apresentados nas Tabelas 17, 18, 19 e 20. Os valores apresentados nas Tabelas levam em consideração os aspectos para toxicidade aguda e crônica segundo fatores comparativos ao controle, onde foi utilizado água pura. Os fatores estudados foram: porcentagem de germinação absoluta (% GA), porcentagem de inibição do crescimento relativo do hipocótilo (% ICRH), porcentagem de inibição do

crescimento relativo da radícula (%ICRr), média do comprimento do hipocótilo (MCH) em centímetros e média do comprimento da radícula (MCR) em centímetros. As denominações de hipocótilo e radícula representam respectivamente o caule e a raiz dos vegetais, conforme esquema da Figura 13. As germinações absolutas inferiores a 80% são consideradas nulas para o ensaio, indicando toxicidade aguda nas sementes (YOUNG *et al.*, 2012). No caso das sementes germinadas com solução de DAM e efluente têxtil as germinações absolutas foram nulas, com nenhuma semente germinada durante o período, indicando toxicidade aguda para essas soluções. Vários são os fatores que tornam a DAM e o efluente têxtil tóxicos: na DAM o pH baixíssimo e a elevada concentração de metais e no efluente têxtil as grandes quantidades de sais e compostos orgânicos e inorgânicos corroboraram para a nulidade das germinações nos ensaios (SOUZA *et al.*, 2019; WERRIE *et al.*, 2020).

Os resultados obtidos com AIDAM apresentam resultados de inibição do crescimento do hipocótilo e radícula superiores aos parâmetros estabelecidos pela EPA (2001) os quais apontam efeitos toxicológicos em vegetais com inibição de crescimento maior que 25%. Logo nota-se na Tabela 17 e 18 os valores de 34,88% de inibição do hipocótilo para as espécie de *Cucumis sativus* e os valores de 78,20% para inibição de crescimento da radícula em espécies de *Lactuca sativa* indicam presença de compostos tóxicos na AIDAM bruta, pois os efeitos podem ser notados em ambas as espécies. Apesar disso, com a diluição das concentrações de AIDAM nota-se um efeito positivo no crescimento das sementes de ambas as espécies, apresentando valores negativos para a inibição do crescimento tanto do hipocótilo quanto da radícula, o que indicam que os compostos presentes na AIDAM funcionam como aditivos na tendência do crescimento das sementes com as concentrações mais baixas, chegando ao alcance de crescimento de 44,83% a mais do hipocótilo nas sementes de pepino quando comparado ao controle. Estudos indicam que partículas metálicas como magnésio, alumínio e ferro, podem apresentar efeitos positivos na germinação, crescimento e alongamento radicular e do hipocótilo das espécies vegetais; além disso ambientes mais ácidos podem propiciar o crescimento de determinadas espécies, o que explicaria o efeito ocorrido em ambas espécies utilizadas (RESENDE, 2009; MIRALLES, CHURCH, HARRIS, 2012; LÓPEZ-SERRANO *et al.*, 2014; RALIYA *et al.*, 2018; RASHEED *et al.*, 2020; SZÖLLÖSI *et al.*, 2020). As Figuras 15, 16, 17 e 18 apresentam os gráficos gerados com os resultados obtidos utilizando a solução de AIDAM.

Figura 14 – Representação esquemática de semente germinada.



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Tabela 17 - Resultado do ensaio toxicológico com sementes de pepino utilizando AIDAM como solução.

AIDAM PEPINO					
	% GA	%ICRH	%ICRr	MCH (cm)	MCr (cm)
Controle	100	-	-	3,62 ± 0,23	7,48 ± 0,31
AIDAM Bruto	100	34,88	6,20	2,36 ± 0,08	7,01 ± 0,55
40.000 ppm	100	-2,07	-1,60	3,70 ± 0,36	7,60 ± 0,09
20.000 ppm	100	-0,69	-18,50	3,65 ± 0,21	8,86 ± 0,11
10.000 ppm	100	-10,90	-19,70	4,02 ± 0,45	8,95 ± 0,44
4.000 ppm	100	-44,83	-27,14	5,25 ± 0,17	9,51 ± 0,15

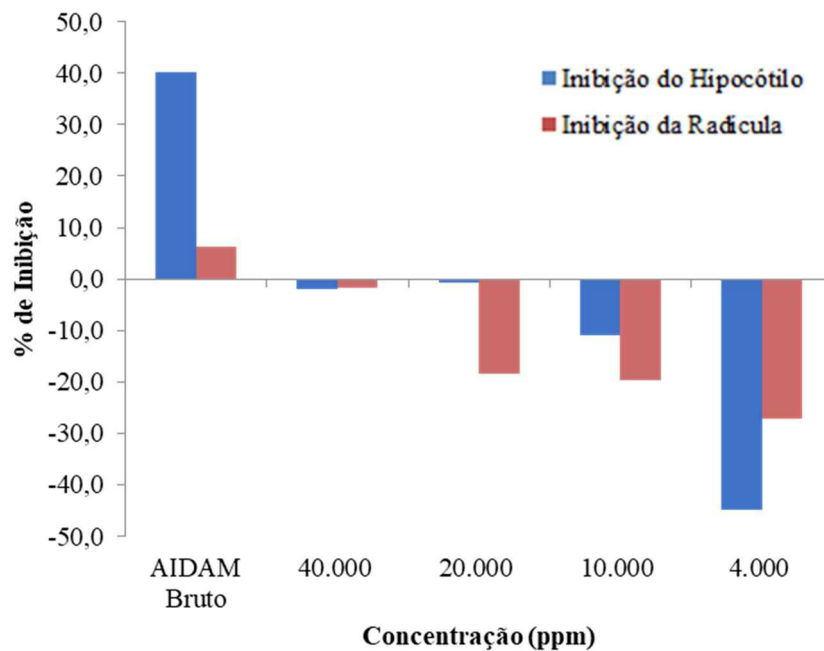
Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Tabela 18 - Resultado do ensaio toxicológico com sementes de alface utilizando AIDAM como solução.

AIDAM ALFACE					
	% GA	%ICRH	%ICRr	MCH	MCr
Controle	100	-	-	1,430 ± 0,07	0,50 ± 0,01
AIDAM Bruto	85	15,20	78,20	1,22 ± 0,23	0,11 ± 0,01
40.000 ppm	95	-12,59	-3,30	1,61 ± 0,12	0,52 ± 0,02
20.000 ppm	90	-11,89	-9,00	1,60 ± 0,07	0,55 ± 0,01
10.000 ppm	90	-13,64	-9,90	1,62 ± 0,04	0,56 ± 0,01
4.000 ppm	95	-12,49	-8,91	1,61 ± 0,11	0,54 ± 0,01

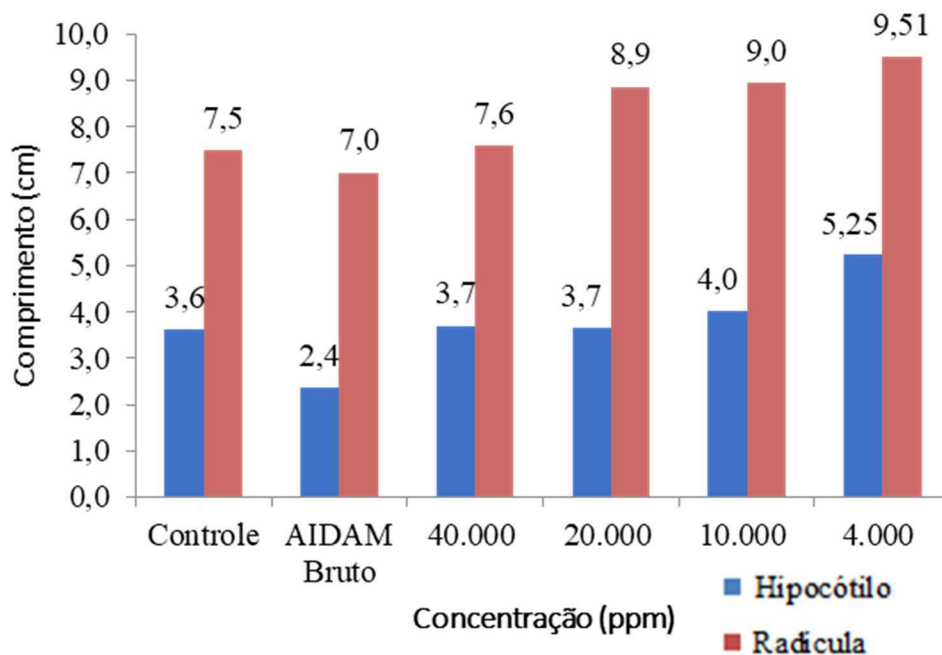
Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 15 - Percentual de inibição do hipocótilo e radícula por concentração de AIDAM Bruta em sementes de pepino (*Cucumis sativus*).



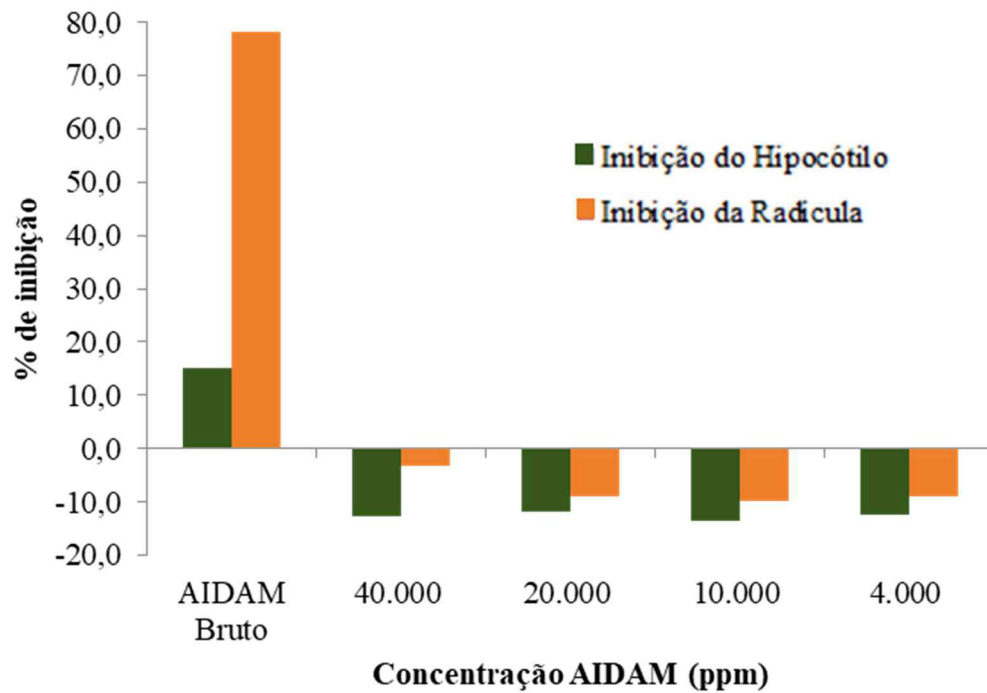
Fonte: Elaborado pelo Autor (2023).

Figura 16 - Comprimento médio de hipocótilo e radícula por concentração de AIDAM Bruta em sementes de pepino (*Cucumis sativus*).



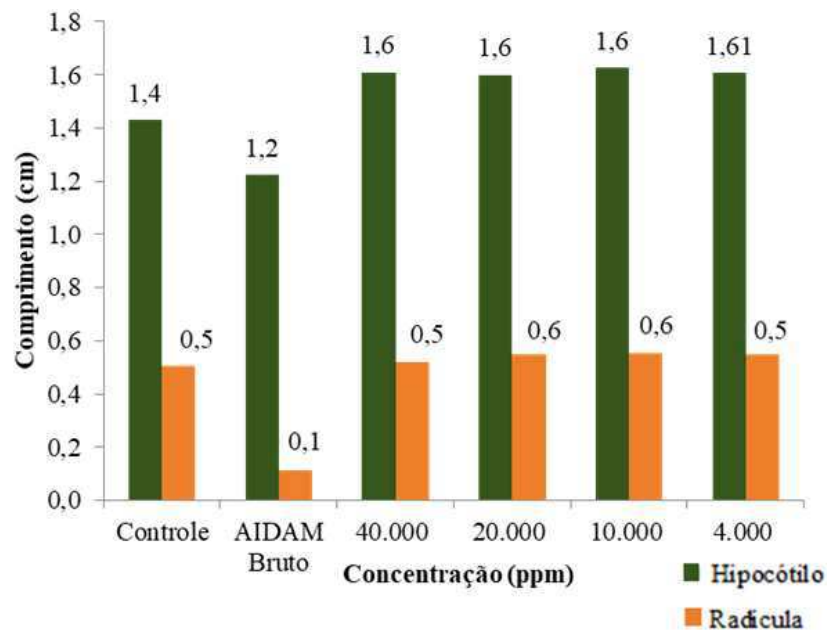
Fonte: Elaborado pelo Autor (2023).

Figura 17 - Percentual de inibição do hipocótilo e radícula por concentração de AIDAM Bruta em sementes de alface (*Lactuca sativa*).



Fonte: Elaborado pelo Autor (2023).

Figura 18 - Comprimento médio de hipocótilo e radícula por concentração de AIDAM Bruta em sementes de alface (*Lactuca sativa*).



Fonte: Elaborado pelo Autor (2023).

Os resultados fitotoxicológicos do co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) podem ser observados nas Tabelas 19 e 20. Os ensaios mostram que o efluente do co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) não apresentou toxicidade aguda para ambas as espécies avaliadas, com germinação absoluta superior a 80%. A inibição do hipocótilo foi superior a 25% em todas as concentrações nas sementes de pepino, enquanto nas radículas das sementes de alface o co-tratamento com AIDAM:têxil (3:1) a inibição foi superior a 25% nas concentrações bruta e 40.000 ppm, com valores de 54,46% e 50,26%, respectivamente. Esses valores superiores a 25% na inibição do crescimento indicam possível ação prejudicial dos compostos presentes no efluente derivado do co-tratamento. Segundo Mansidi, Shabalala e Fonteinis (2022) a toxicidade após o co-tratamento com AIDAM pode ser explicado pela presença de novos compostos formados na combinação com outros efluentes, criando compostos mais complexos e possivelmente mais tóxicos formados devido principalmente a cristalização, (co)adsorção e (co)precipitação dos contaminantes presentes (WINFREY *et al.*, 2010; STROSNIDER *et al.*, 2011, MANSIDI, SHABALALA, FONTEINIS, 2022; RAVICHANDRAN *et al.*, 2022 . Ademais, a toxicidade do efluente têxtil foi reduzida, e os gráficos gerados a partir dos resultados obtidos podem ser observados de acordo com as Figuras 19, 20, 21 e 22.

Tabela 19 - Resultado do ensaio toxicológico com sementes de pepino utilizando co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) como solução.

	AIDAM:Têxtil 3:1 PEPINO				
	% GA	%ICRH	%ICRr	MCH (cm)	MCr (cm)
Controle	100	-	-	16,30 ± 0,13	13,70 ± 0,09
AIDAM:Têxtil (3:1) Bruto	90	33,90	20,10	10,70 ± 0,31	10,90 ± 0,16
40.000 ppm	100	34,22	18,10	10,70 ± 0,27	11,20 ± 0,44
20.000 ppm	90	41,57	11,90	9,50 ± 0,05	12,00 ± 0,25
10.000 ppm	100	42,68	9,00	9,30 ± 0,19	12,40 ± 0,07
4.000 ppm	90	42,25	8,32	9,39 ± 0,30	12,51 ± 0,28

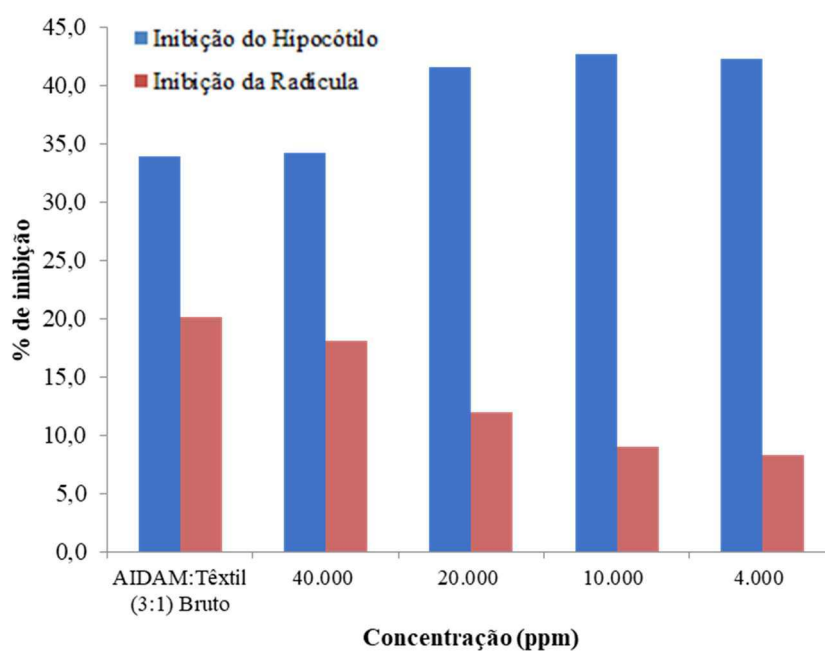
Fonte: Elaborado pelo Autor (2023).

Tabela 20 - Resultado do ensaio toxicológico com sementes de alface utilizando co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) como solução.

AIDAM:Têxtil 3:1 ALFACE					
	% GA	%ICRH	%ICRr	MCH (cm)	MCr (cm)
Controle	100	-	-	1,43 ± 0,01	0,51 ± 0,10
AIDAM:Têxtil (3:1) Bruto	100	20,24	54,46	1,16 ± 0,19	0,23 ± 0,01
40.000 ppm	100	19,35	50,26	1,15 ± 0,12	0,25 ± 0,02
20.000 ppm	100	16,07	24,26	1,20 ± 0,06	0,38 ± 0,03
10.000 ppm	100	15,09	12,28	1,21 ± 0,07	0,44 ± 0,01
4.000 ppm	100	4,67	10,63	1,36 ± 0,04	0,45 ± 0,01

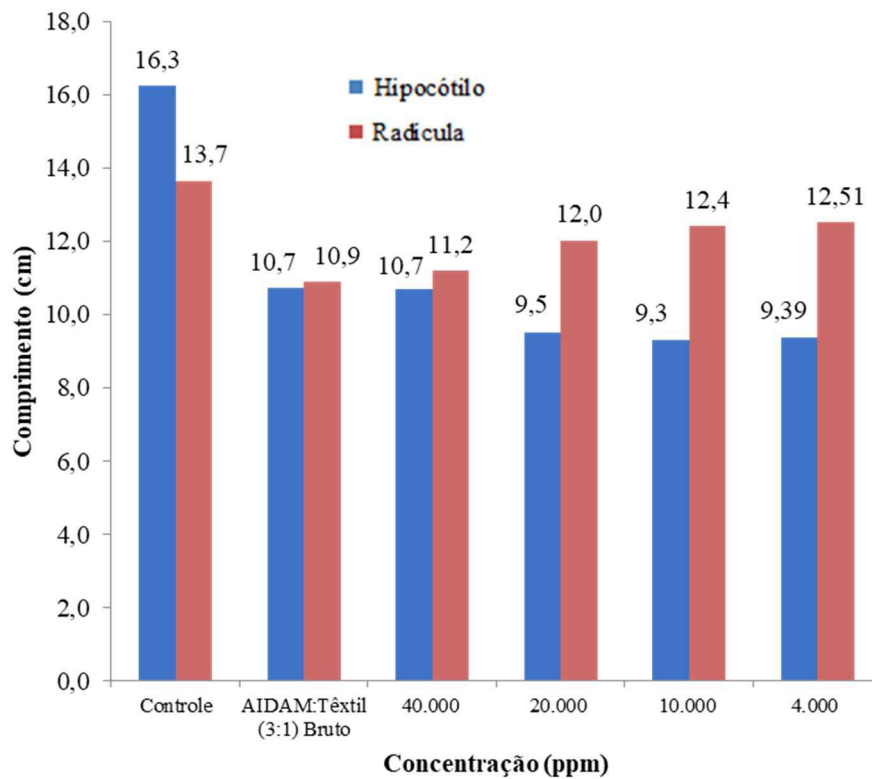
Fonte: Elaborado pelo Autor (2023).

Figura 19 - Percentual de inibição do hipocótilo e radícula por concentração de co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) Bruta em sementes de pepino (*Cucumis sativus*).



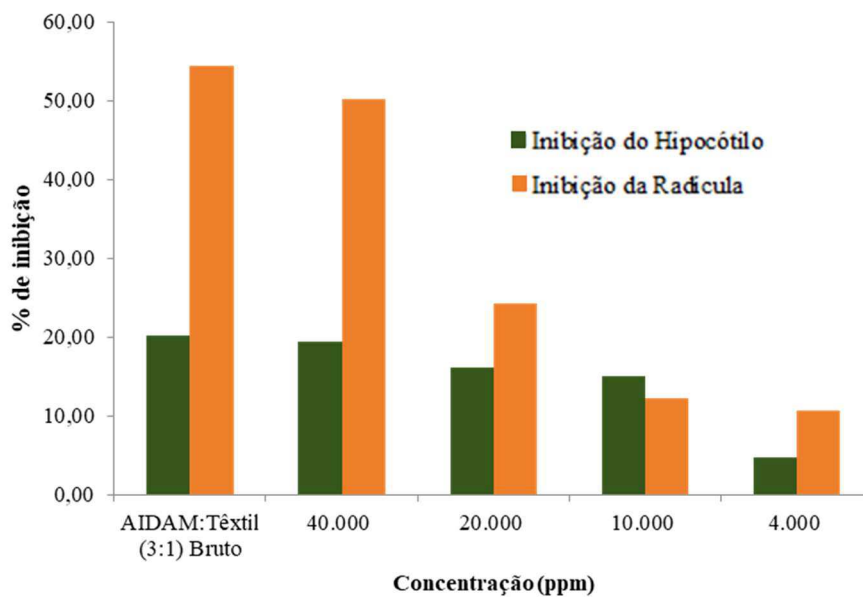
Fonte: Elaborado pelo Autor (2023).

Figura 20 - Comprimento médio de hipocótilo e radícula por concentração de co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) Bruta em sementes de pepino (*Cucumis sativus*)



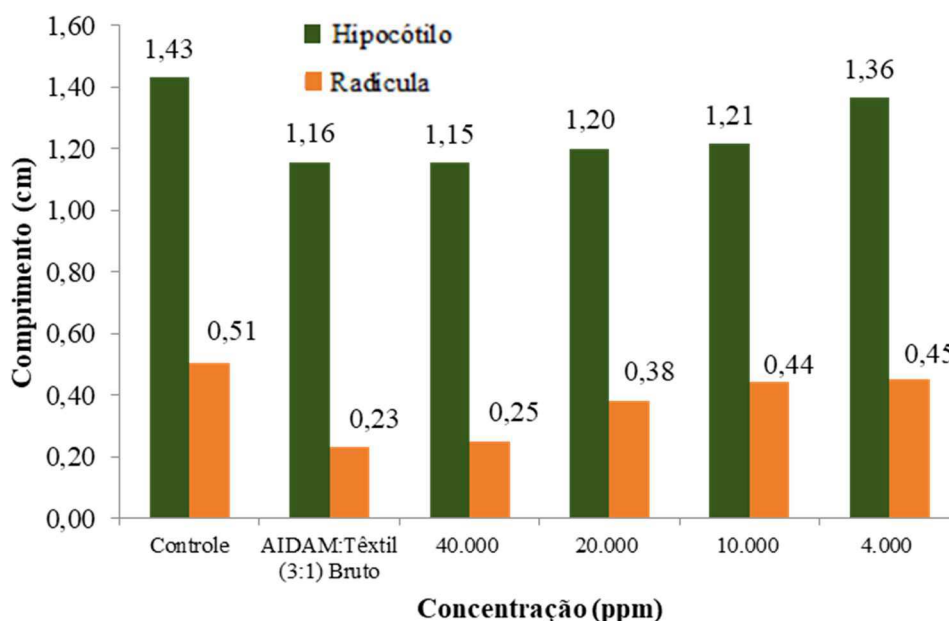
Fonte: Elaborado pelo Autor (2023).

Figura 21 - Percentual de inibição do hipocótilo e radícula por concentração de co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) Bruta em sementes de alface (*Lactuca sativa*).



Fonte: Elaborado pelo Autor (2023).

Figura 22 - Comprimento médio de hipocótilo e radícula por concentração de co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) Bruta em sementes de alface (*Lactuca sativa*).



Fonte: Elaborado pelo Autor (2023).

4.3 Ensaios Oxidativos

Os ensaios oxidativos foram realizados conforme descritos na metodologia e na Figura 23 pode-se observar o reator utilizado no processo UV/H₂O₂. Na Tabelas 21 estão dispostos os valores obtidos com os ensaios oxidativos. Nota-se que os parâmetros de cor e turbidez apresentam valores finais de 15,60 mgPtCo/L e 21,00 NTU, respectivamente, mostrando que o processo de polimento final por oxidação fotoquímica se mostra eficiente para a remoção dos corantes finais e sedimentos em suspensão ainda presentes após o co-tratamento. Os metais presentes apresentam estabilidade de valores e com maior eficiência para a remoção do ferro e manganês, com valores finais de 0,27 mg/L e 1,40 mg/L. Na Figura 24 e Tabelas 22 estão contidos os resultados obtidos nos ensaios para a degradação da cor. É possível observar que a reação tem maior eficiência nos primeiros minutos da foto-oxidação, até o minuto 4, devido à maior concentração de H₂O₂ no início da reação (LIU et al., 2020).

Figura 23 - Reator de degradação fotoquímica apoiado sobre agitador magnético junto ao dispositivo de refrigeração.



Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

O pH e a dosagem do peróxido são fatores importantes e devem ser levados em consideração ao tratar-se da eficiência do processo de UV/H₂O₂, uma vez que pH mais baixo e dosagens de peróxidos mais altas tendem a fornecer melhores resultados na remoção de cor e dos poluentes. O pH da mistura após o co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) estava 5,29 e foi aumentado até o pH de 6,41 ao final dos 30 minutos do processo, com diminuição da eficiência. Isso ocorre devido a forma dissociada do peróxido de hidrogênio reagir com radicais hidroxila mais rapidamente que o peróxido de hidrogênio conforme se eleva o pH, logo quanto mais alto o valor do pH, maior a tendência da decomposição do peróxido de hidrogênio. Outro ponto relevante no tratamento de efluentes têxteis com o uso de UV/H₂O₂ é o tempo da reação que tende a perder a eficiência com o passar do ensaio conforme Figura 24, logo experimentos mais longos não necessariamente resultam em maior eficiência de remoção. Além disso, o tempo selecionado de 30 minutos se mostra propício, pois, a duração em excesso do ensaio pode propiciar a formação de novas espécies químicas, além de proporcionar coloração amarelo-esverdeada causada pelo H₂O₂ residual na solução (BEYAZIT, KARACA, 2020; BOKHARI *et al.*, 2020; MOHAMMED, ALWARD, SALMAN, 2020; SUAREZ, SOLANO, 2022; TUNCER, SONMEZ, 2023).

Tabela 21 - Parâmetros para Co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) seguido de processo UV/H₂O₂.

Parâmetro	AIDAM	TÊXTIL	Co-tratamento AIDAM:Têxtil 3:1	Co-tratamento AIDAM 3:1 + UV/H ₂ O ₂
Turbidez (NTU)	147,00 ± 15,00	242,43 ± 5,78	3,95 ± 0,29	21,00 ± 0,63
pH	3,17 ± 0,13	6,95 ± 0,04	5,29 ± 0,10	6,41 ± 0,15
Condutividade (µS/cm)	943,89 ± 17,31	14148,75 ± 688,63	3925,00 ± 469,13	1213,25 ± 254,10
Cor Aparente (mgPtCo/L)	110,86 ± 7,48	3365,56 ± 196,37	137,00 ± 1,78	27,32 ± 1,19
Cor Verdadeira (mgPtCo/L)	17,25 ± 2,27	2624,00 ± 43,20	114,00 ± 3,69	15,60 ± 0,23
Sulfatos (mg/L)	632,37 ± 19,71	212,16 ± 6,69	525,84 ± 8,75	196,21 ± 24,00
DQO (mgO ₂ /L)	37,00 ± 4,64	713,33 ± 28,84	493,33 ± 61,44	214,00 ± 11,58
Alumínio (mg/L)	5,54 ± 0,34	ND	0,01 ± 0,00	ND
Ferro total (mg/L)	54,29 ± 0,95	1,80 ± 0,19	2,71 ± 0,19	0,27 ± 0,02
Cádmio (mg/L)	ND	ND	ND	ND
Cobre (mg/L)	ND	ND	ND	ND
Cromo (mg/L)	0,40 ± 0,08	0,23 ± 0,01	0,13 ± 0,01	0,11 ± 0,01
Magnésio (mg/L)	7,73 ± 0,15	7,55 ± 0,24	7,82 ± 0,41	7,55 ± 0,36
Manganês total (mg/L)	2,82 ± 0,04	1,40 ± 0,07	2,84 ± 0,24	1,40 ± 0,21
Níquel (mg/L)	ND	ND	ND	ND
Mercúrio (mg/L)	ND	ND	ND	ND
Zinco (mg/L)	0,34 ± 0,01	0,11 ± 0,01	0,20 ± 0,02	0,11 ± 0,01

ND: Não detectável.

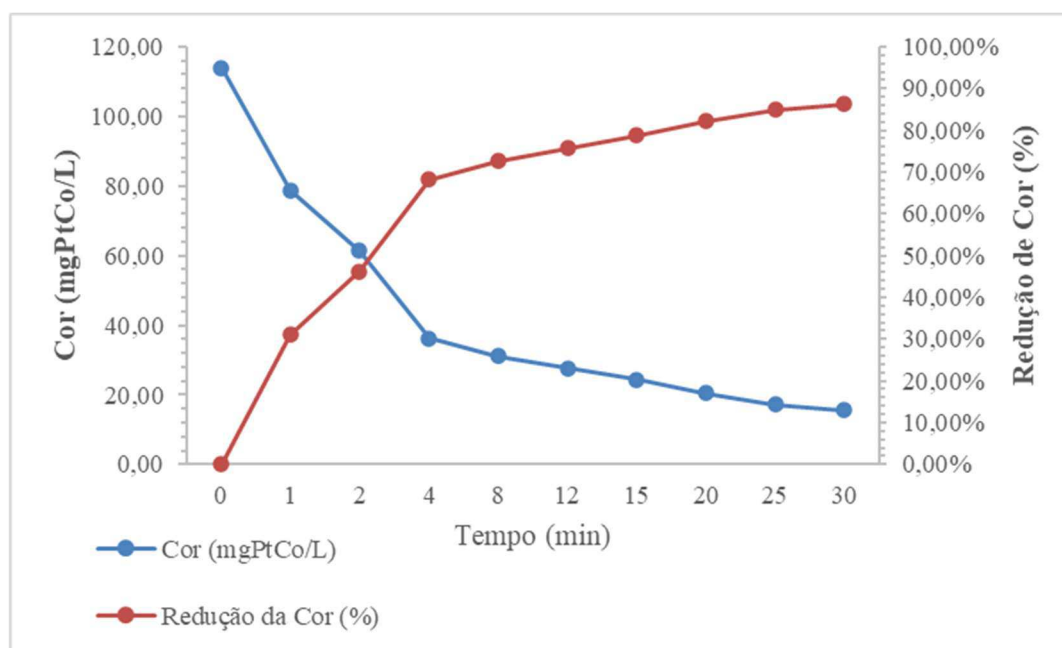
Fonte: Elaborada pelo Autor (2023)

Tabela 22 - Valores residuais de cor verdadeira e porcentagens de remoção do parâmetro a partir do processo UV/H₂O₂. Condições: Tempo = 30 min; C₀H₂O₂ = 60 mg/L.

Tempo (min)	Cor (mgPtCo/L)	Redução da Cor (%)
0	114,00 ± 3,69	-
1	78,66 ± 2,41	31,00%
2	61,35 ± 1,43	46,18%
4	36,20 ± 3,12	68,25%
8	31,13 ± 0,51	72,69%
12	27,71 ± 1,27	75,70%
15	24,28 ± 0,62	78,70%
20	20,40 ± 4,42	82,10%
25	17,14 ± 2,75	84,97%
30	15,60 ± 0,72	86,32%

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Figura 24 - Redução da cor verdadeira em processo UV/H₂O₂ versus tempo. Condições: Tempo = 30 min; C₀H₂O₂ = 60 mg/L.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2023).

4.3.1 Concentração e consumo de Peróxido de Hidrogênio

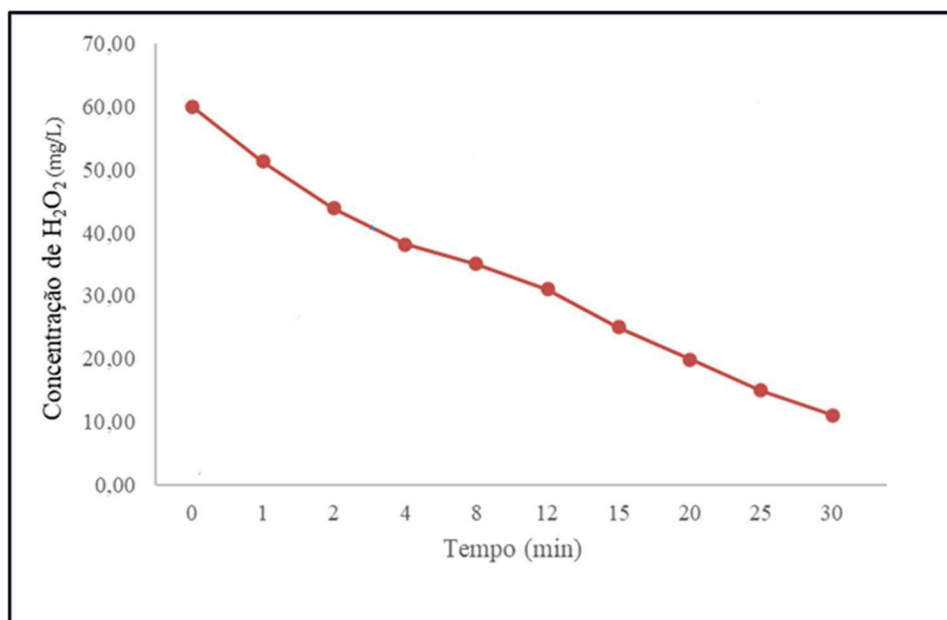
O fornecimento dos radicais hidroxila na reação do sistema UV/H₂O₂ é desempenhado pelo peróxido de hidrogênio. Portanto, investigar o comportamento do composto durante o processo é de suma importância, além de propiciar a análise e contabilidade do H₂O₂ residual em cada amostragem. Neutralizar e contabilizar o H₂O₂ residual permite observar o consumo do oxidante ao longo da reação e traçar o paralelo desse consumo com a eficiência de remoção do parâmetro alvo, nesse caso a cor. Conforme Tabelas 23 pode ser observado que por ser o principal fornecedor de hidroxila para a reação, as concentrações do peróxido de hidrogênio impactam a eficiência da degradação dos corantes na solução e diminuem conforme são utilizadas no processo oxidativo (NASIPOUR *et al.*, 2020; LIU *et al.*, 2020). A partir do minuto 1 o consumo de H₂O₂ foi superior a 30% e em 15 minutos já se aproximava de 80% da concentração inicial total, conforme Figura 25. A Figura 27 apresenta as velocidades médias de decomposição da reação durante a irradiação. Os valores da constante específica da reação (k) obtidos a partir das Equações 13 e 14, apontam que as velocidades de decomposição foram maiores no início do tratamento corroborando com o consumo do peróxido de hidrogênio e redução da cor. No início dos ensaios a velocidade de decomposição foi de 9,93 mgH₂O₂.min⁻¹/L no minuto 1, com sistema alcançando maior linearidade após 15 minutos, com velocidade média de 2,24 mgH₂O₂.min⁻¹/L até chegar à 0,44 mgH₂O₂.min⁻¹/L no minuto 30.

Tabela 23 - Resultados dos parâmetros de Cor Verdadeira e concentração de peróxido de hidrogênio. Condições: Tempo = 30 min; $C_0H_2O_2 = 60 \text{ mg/L}$

Tempo (min)	Cor (mgPtCo/L)	Redução da Cor (%)	Concentração de H_2O_2 (mg/L)	Consumo de H_2O_2 (%)
0	$114,00 \pm 3,69$	-	$60,00 \pm 0,00$	-
1	$78,66 \pm 2,41$	31,00%	$51,24 \pm 0,23$	14,60%
2	$61,35 \pm 1,43$	46,18%	$43,82 \pm 0,15$	26,96%
4	$36,20 \pm 3,12$	68,25%	$38,17 \pm 0,61$	36,38%
8	$31,13 \pm 0,51$	72,69%	$35,00 \pm 0,68$	41,67%
12	$27,71 \pm 1,27$	75,70%	$31,04 \pm 0,40$	48,27%
15	$24,28 \pm 0,62$	78,70%	$25,03 \pm 2,21$	58,29%
20	$20,40 \pm 4,42$	82,10%	$19,89 \pm 1,21$	66,84%
25	$17,14 \pm 2,75$	84,97%	$14,92 \pm 0,12$	75,14%
30	$15,60 \pm 0,72$	86,32%	$11,03 \pm 0,19$	81,62%

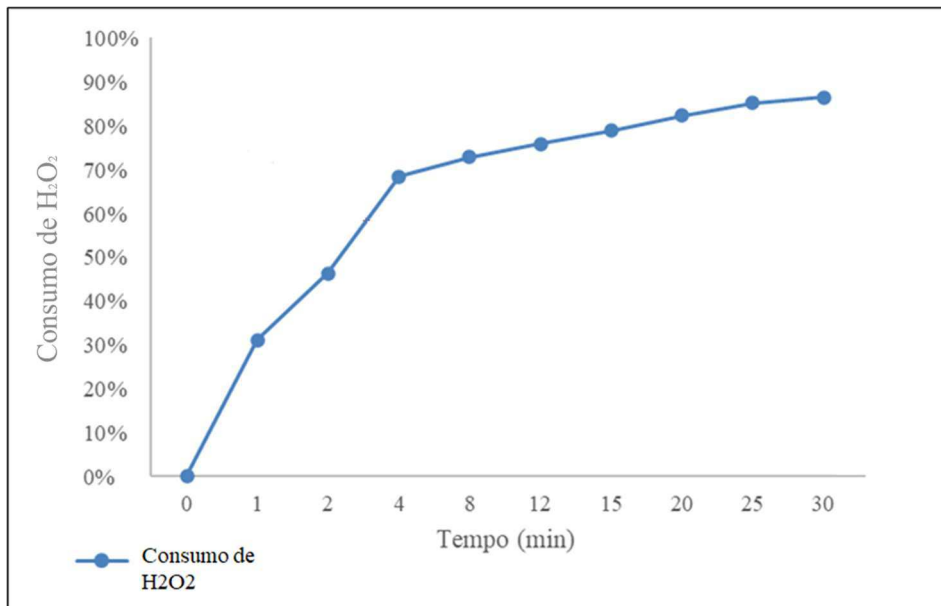
Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Figura 25 - Gráfico com Concentração de H_2O_2 em função do tempo. Condições: Tempo = 30 min; $C_0H_2O_2 = 60 \text{ mg/L}$



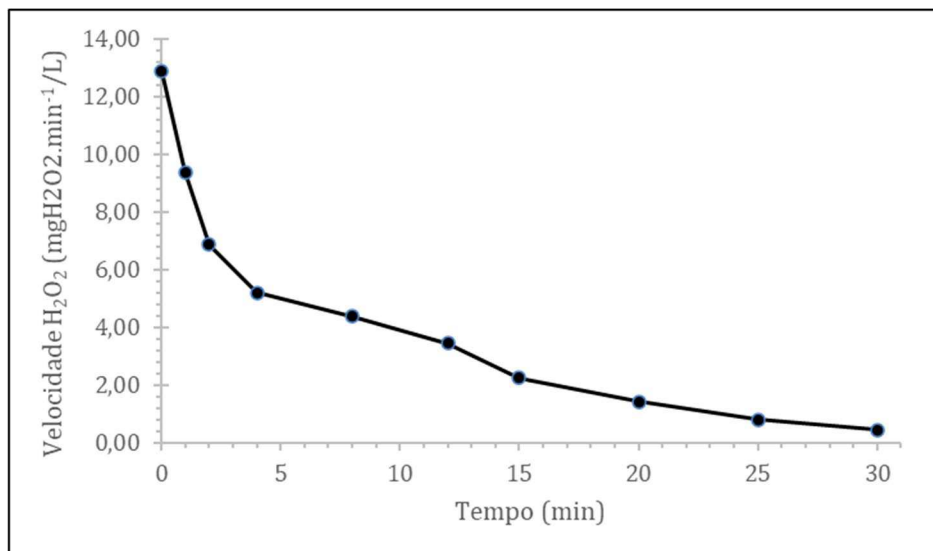
Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Figura 266 - Gráfico da decomposição de H_2O_2 em função do tempo. Condições: Tempo = 30 min; $C_0H_2O_2 = 60$ mg/L



Fonte:Elaborada pelo Autor (2023).

Figura 27 - Velocidade da decomposição do H_2O_2 ao longo do tempo de irradiação. Condições: Tempo = 30 min; $C_0H_2O_2 = 60$ mg/L

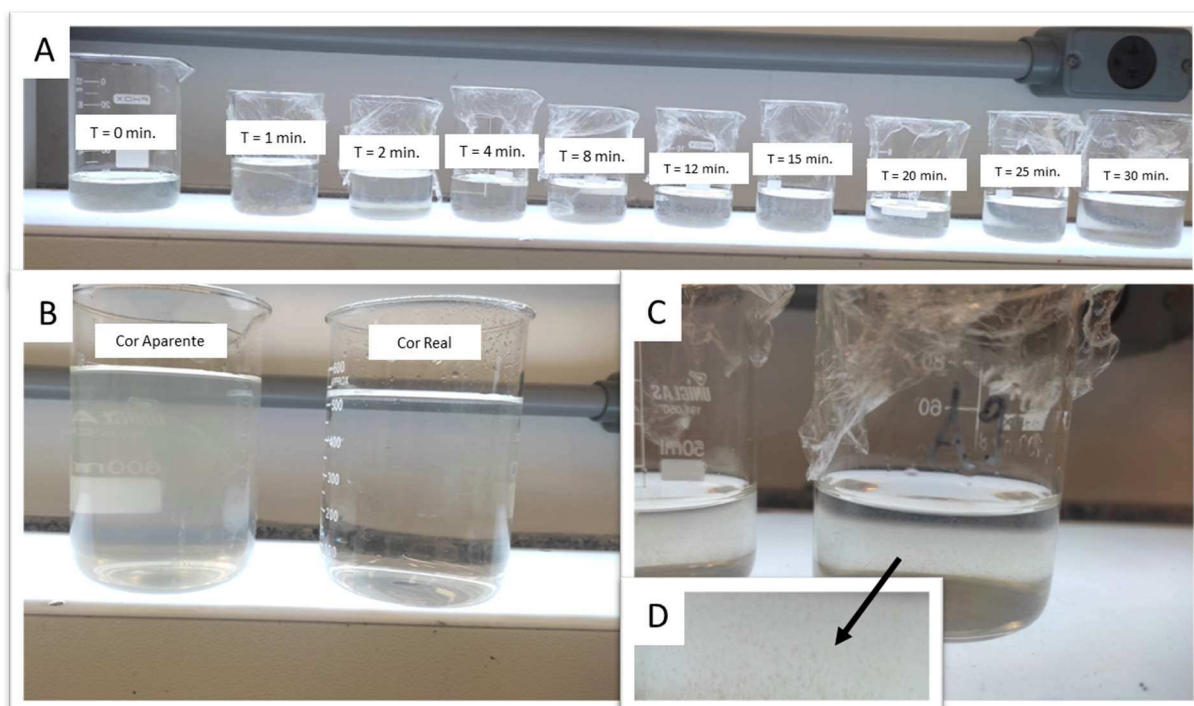


Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Ao final da reação é notado que o H_2O_2 não foi totalmente consumido, indicando concentração residual final de 11,03 mg/L. Segundo Nasipour et al. (2020), diversos são os fatores que podem influenciar o não consumo do H_2O_2 durante o processo UV/ H_2O_2 dentre eles destacam-se as concentrações do poluente alvo, pH e tempo. A parcela residual de cor ainda

presente pode ser explicada pela presença de particulado fino suspenso e não sedimentável presente nas amostras ao fim dos ensaios conforme Figuras 27 e 28. A cor aparente e verdadeira ao final do processo foi de 27,32mgPtCo/L e 15,60 mgPtCo/L, respectivamente, conforme observado na Figura 28.

Figura 28 – (A) Alíquotas de amostra para observação de cor no decorrer do processo de UV/H₂O₂. (B) Cor aparente final ao lado da cor verdadeira final. (C) Cor final obtida no processo de UV/H₂O₂. (D) Ampliação da amostra destacando partículas em suspensão.



Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

4.3.2 Ensaios Toxicológicos após processo oxidativo UV/H₂O₂

A fim de avaliar a toxicidade final após o tratamento pelo sistema UV/H₂O₂ os ensaios toxicológicos foram novamente realizados analisando a variação da toxicidade final. Foi realizado novamente estudo com organismos *Lactuca sativa* (alface) e *Cucumis sativus* (pepino) conforme item 3.4.2.1. Nas Tabelas 24 e 25 é possível observar os resultados obtidos para os seguintes parâmetros: porcentagem de germinação absoluta (% GA), porcentagem de inibição do crescimento relativo do hipocótilo (% ICRH), porcentagem de inibição do crescimento relativo da radícula (%ICRr), média do comprimento do hipocótilo (MCH) em centímetros e média do comprimento da radícula (MCR) em centímetros. Apesar de apresentar H₂O₂ residual as amostras apresentaram redução da toxicidade com efeito positivo no

crescimento em ambas as espécies avaliadas conforme se diminuem as concentrações de exposição. Tal fenômeno de crescimento pode ser devido à quantidade de magnésio ainda presente na solução final, pois o magnésio é crucial para o alongamento radicular das espécies estudadas; apesar disso, o excesso desse metal pode causar deficiência de cálcio e potássio, portanto seus valores precisam estar adequadas para evitar tal desequilíbrio (RESENDE, 2009) As amostras brutas para ambas as espécies não apresentaram toxicidade aguda ou crônica no decorrer dos ensaios com valores de inibição inferiores a 25%. Nas Figuras 29 e 30 podem ser observados os valores para os ensaios realizados. Ademais, como o processo UV/H₂O₂, o efeito sobre o hipocótilo fica mais visível para a alface do que o pepino, diferente dos ensaios anteriores

Tabela 24 - Resultado do ensaio toxicológico com sementes de pepino do efluente final após co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) + processo UV/H₂O₂.

Co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) + processo UV/H₂O₂					
	% GA	%ICRH	%ICRr	MCH (cm)	MCr (cm)
Controle	100	-	-	3,55 ± 0,13	7,45 ± 0,11
Amostra Bruta*	100	-3,38%	11,54%	3,67 ± 0,06	6,59 ± 0,09
40.000 ppm	100	-30,14%	-25,50%	4,62 ± 0,21	9,35 ± 0,17
20.000 ppm	100	-29,01%	-8,86%	4,58 ± 0,15	8,11 ± 0,03
10.000 ppm	100	-13,24%	-20,13%	4,02 ± 0,07	8,95 ± 0,12
4.000 ppm	100	-47,89%	-27,65%	5,25 ± 0,20	9,51 ± 0,26

*Amostra de final do co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) após processo UV/H₂O₂.

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

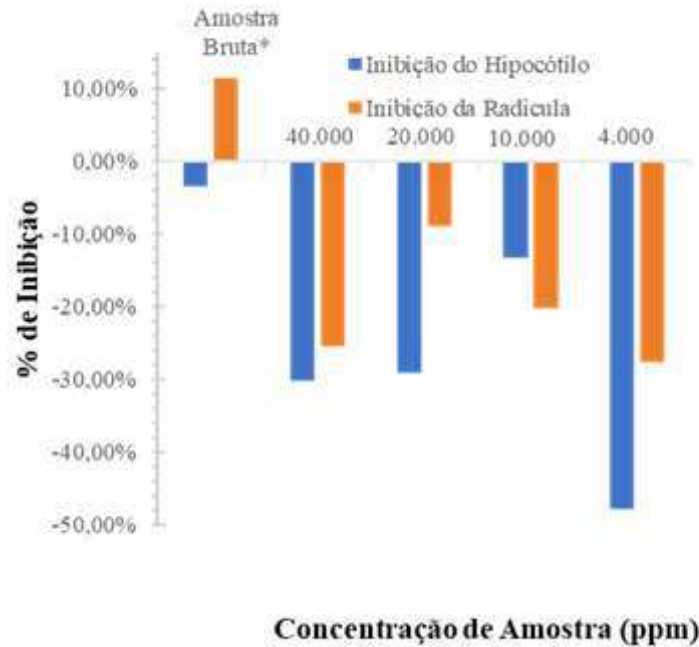
Tabela 25 - Resultado do ensaio toxicológico com sementes de alface do efluente final após co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) + processo UV/H₂O₂.

Co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) + processo UV/H₂O₂					
	% GA	%ICRH	%ICRr	MCH (cm)	MCr (cm)
Controle	100	-	-	1,47 ± 0,06	0,54 ± 0,03
Amostra Bruta*	100	15,65%	1,85%	1,24 ± 0,02	0,53 ± 0,02
40.000 ppm	100	-12,59%	-3,70%	1,69 ± 0,01	0,56 ± 0,06
20.000 ppm	100	-11,89%	-5,56%	1,60 ± 0,04	0,57 ± 0,12
10.000 ppm	100	-13,64%	-2,78%	1,67 ± 0,05	0,56 ± 0,09
4.000 ppm	100	-12,49%	9,26%	1,61 ± 0,11	0,49 ± 0,08

*Amostra de final do co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) após processo UV/H₂O₂.

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

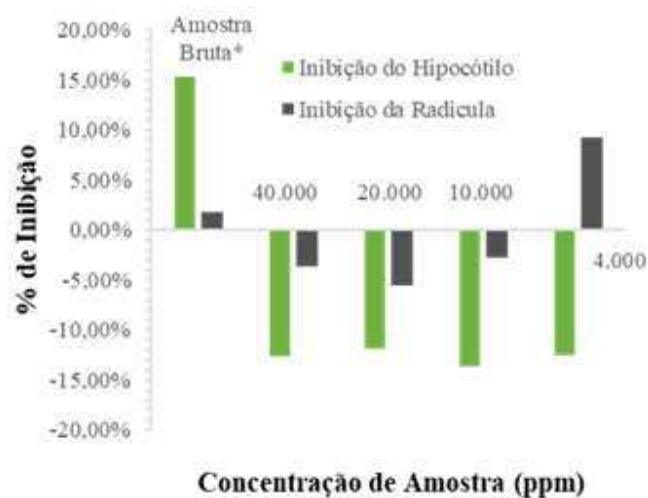
Figura 29 - Percentual de inibição de hipocótilo e radícula com efluente final após co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) + processo UV/H₂O₂ em sementes de pepino (*Cucumis sativus*).



*Amostra de final do co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) + processo UV/H₂O₂.

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Figura 30 - Percentual de inibição de hipocótilo e radícula com efluente final após co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) + processo UV/H₂O₂ em sementes de alface (*Lactuca sativa*).



*Amostra de final do co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) + processo UV/H₂O₂.

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

5 ADEQUAÇÃO A LEGISLAÇÕES VIGENTES E REUSO

Nas Tabelas 26 e 27 estão dispostos os valores comparativos para os resultados obtidos após os tratamentos assim como as legislações nacionais do CONAMA vigentes para os parâmetros individuais. De acordo com a FATMA (Santa Catarina, 2002) as águas de lançamento e reuso agrícola precisam estar livres de fitotoxicidade aguda e crônica em espécies alvo e não alvo. Nota-se que as condições para o reuso das águas derivadas do co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) encontram restrições para o reuso, portanto o polimento utilizando o processo oxidativo de UV/H₂O₂ se mostra uma alternativa para garantir que esse efluente misturado possa ser lançado e reutilizado. Os parâmetros estaduais dispostos na CONSEMA 181/2021, CONSEMA 182/2021 e CONSEMA 189/2022 são mais restritivos e foram levados em consideração na avaliação e os resultados obtidos após o polimento também se encontram adequados para o lançamento e reuso, possibilitando a utilização na realidade do estado de Santa Catarina.

Tabela 26 - Tabela de adequação dos parâmetros com analisados após Co-tratamento com AIDAM:Têxtil 3:1.

Parâmetro	Co-tratamento AIDAM:Têxtil 3:1	Resolução CONAMA 430/2011a	Resolução CONAMA 357/2005b
Turbidez (NTU)	3,95	NC ^c	100,00
pH	5,29	5 - 9	6 - 9
Condutividade (µS/cm)	3925,00	NC ^c	NC ^c
Cor Aparente (mgPtCo/L)	137,00	NC ^c	NC ^c
Cor Verdadeira (mgPtCo/L)	114,00	NC ^c	75,00
Sulfatos (mg/L)	525,84	NC ^c	250,00
DQO (mgO ₂ /L)	493,33	NC ^c	NC ^c
Alumínio (mg/L)	0,01	NC ^c	0,20
Ferro total (mg/L)	2,71	15,00	5,00
Cádmio (mg/L)	ND	0,2	0,01
Cobre (mg/L)	ND	1	0,05
Cromo (mg/L)	0,13	1,00	0,50
Magnésio (mg/L)	7,82	NC ^c	NC ^c
Manganês total (mg/L)	2,84	1,00	0,50
Níquel (mg/L)	ND	2,00	0,03
Chumbo (mg/L)	ND	0,50	0,03
Zinco (mg/L)	0,20	5,00	5,00
Fitotoxicidade	Aguda	NÃO	NC ^c
	Crônica	SIM	NC ^c

Legenda

- Parâmetro Permitido
- Parâmetro Não Permitido
- Parâmetro Não Considerado pelas legislações.

ND: Não detectado.

^aDispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes.

^bDispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento (Classe III e IV).

^cNC = Não Considerado.

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Tabela 27 - Tabela de adequação dos parâmetros analisados após Co-tratamento com AIDAM:Têxtil 3:1 + UV/ H₂O₂.

Parâmetro	Co-tratamento AIDAM 3:1 + UV/H ₂ O ₂	Resolução CONAMA 430/2011 ^a	Resolução CONAMA 357/2005 ^b
Turbidez (NTU)	21,00	NC ^c	100,00
pH	6,41	5 - 9	6 - 9
Condutividade (µS/cm)	1213,25	NC ^c	NC ^c
Cor Aparente (mgPtCo/L)	27,32	NC ^c	NC ^c
Cor Verdadeira (mgPtCo/L)	15,60	NC ^c	75,00
Sulfatos (mg/L)	196,21	NC ^c	250,00
DQO (mgO ₂ /L)	214,00	NC ^c	NC ^c
Alumínio (mg/L)	ND	NC ^c	0,20
Ferro total (mg/L)	0,27	15,00	5,00
Cádmio (mg/L)	ND	0,20	0,01
Cobre (mg/L)	ND	1,00	0,05
Cromo (mg/L)	0,11	1,00	0,50
Magnésio (mg/L)	7,55	NC ^c	NC ^c
Manganês total (mg/L)	0,40	1,00	0,50
Níquel (mg/L)	ND	2,00	0,03
Chumbo (mg/L)	ND	0,50	0,03
Zinco (mg/L)	0,11	5,00	5,00
Fitotoxicidade	Aguda	NÃO	NC ^c
	Crônica	NÃO	NC ^c

Legenda

- Parâmetro Permitido
- Parâmetro Não Permitido
- Parâmetro Não Considerado pelas legislações.

ND: Não detectado.

^a Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes.

^b Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento (Classe III e IV).

^cNC = Não Considerado.

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

Tabela 28 - Tabela de adequação dos parâmetros analisados após Co-tratamento com AIDAM:Têxtil 3:1 + UV/H₂O₂.

Parâmetro	Co-tratamento AIDAM 3:1 + UV/H ₂ O ₂	Resolução CONSEMA 181/2023 ^a
Turbidez (NTU)	21	Ausência de material flutuante visível
pH	6,41	6 - 9
Condutividade (µS/cm)	1213,25	NC ^c
Cor Aparente (mgPtCo/L)	27,32	NC ^c
Cor Verdadeira (mgPtCo/L)	15,6	NC ^c
Sulfatos (mg/L)	196,21	NC ^c
DQO (mgO ₂ /L)	214	NC ^c
Alumínio (mg/L)	ND	5,00
Ferro total (mg/L)	0,27	5,00
Cádmio (mg/L)	ND	0,10
Cobre (mg/L)	ND	0,50
Cromo (mg/L)	0,11	0,10
Magnésio (mg/L)	7,55	NC ^c
Manganês total (mg/L)	0,4	1,00
Níquel (mg/L)	ND	1,00
Chumbo (mg/L)	ND	0,50
Zinco (mg/L)	0,11	1,00
Fitotoxicidade	Aguda	NÃO
	Crônica	NÃO

Legenda

- Parâmetro Permitido
- Parâmetro Não Permitido
- Parâmetro Não Considerado pelas legislações.

ND: Não detectado.

^aEstabelece as diretrizes para os padrões de lançamento de efluentes

^cNC = Não Considerado.

Fonte: Elaborada pelo Autor (2023).

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES FUTURAS

A análise dos resultados pelo co-tratamento com AIDAM seguido do processo de UV/H₂O₂ permitiu as seguintes conclusões:

- O balanceamento do pH da mistura de co-tratamento é essencial para a coagulação da mistura, com faixas ideais de pH para coagulação entre 5 e 6;
- As proporções de misturas DAM:Têxtil (4:1), DAM:Têxtil (1:2) e DAM:Têxtil (1:4), assim como nas misturas AIDAM:Têxtil (1:2), AIDAM:Têxtil (1:4) e AIDAM:Têxtil (3:4) não apresentaram efeitos e coagulação, devido a faixa de pH para a co-precipitação do ferro e alumínio ser mais eficaz entre 5 e 6;
- O co-tratamento DAM:Têxtil (1:1) se mostrou mais eficiente em balancear o pH da mistura e para remover cor aparente e verdadeira;
- O co-tratamento AIDAM:Têxtil (3:1) se mostrou mais eficiente para balancear o pH da mistura, obtendo resultados mais satisfatórios quando comparado ao co-tratamento com DAM:Têxtil (1:1), logo, utilizar AIDAM para o co-tratamento foi a opção mais viável e eficiente para o estudo;
- O co-tratamento DAM:Têxtil (1:1) apresentou cor verdadeira final de 222,67 mgPt-Co/L com eficiência de remoção de cor Verdadeira de 94,30% em relação a cor verdadeira da mistura DAM:Têxtil (1:1), concluindo que o co-tratamento com DAM é eficaz para a remoção da cor aparente e verdadeira;
- O co-tratamento AIDAM:Têxtil (3:1) apresentou cor verdadeira final de 114,00 mgPt-Co/L com eficiência de remoção de cor Verdadeira de 92,14% em relação a cor verdadeira inicial da mistura AIDAM:Têxtil (3:1), concluindo que o co-tratamento com AIDAM é eficaz para a remoção da cor aparente e verdadeira e mais adequado que a DAM para o co-tratamento;

- O co-tratamento de AIDAM:Têxtil (3:1) não apresentou precipitação do manganês e magnésio, pois estes precipitam em faixas de pH mais elevadas que as apresentadas no co-tratamento com AIDAM:Têxtil, os demais metais presentes na mistura apresentaram diminuição considerável em relação as concentrações iniciais encontradas na água de AIDAM;
- Os ensaios fitotoxicológicos mostram que o efluente de co-tratamento com AIDAM:Têxtil (3:1) não apresenta toxicidade aguda para as espécies de alface (*Lactuca sativa*) e pepino (*Cucumis sativus*);
- O processo de UV/H₂O₂ com concentração inicial de 60 mg/L de peróxido se mostrou efetivo para o polimento final de cor verdadeira e metais presentes no sobrenadante derivado do co-tratamento AIDAM:Têxtil (3:1), com cor verdadeira final de 15,60 mgPt-Co/L e eficiência de remoção de 86,32% em relação a cor antes do processo UV/H₂O₂;
- Os ensaios fitotoxicológicos apontam que o co-tratamento AIDAM:Têxtil (3:1) seguido por processo UV/H₂O₂ não apresenta fitotoxicidade aguda ou crônica para as espécies de alface (*Lactuca sativa*) e pepino (*Cucumis sativus*);
- O co-tratamento AIDAM:Têxtil (3:1) seguido por processo UV/H₂O₂ se mostrou adequado conforme os parâmetros estabelecidos nas resoluções CONAMA 257/2005 e 430/2011, assim como se mostrou adequado conforme os estabelecidos na resolução CONSEMA 181/2022 e 189/2022 do estado de Santa Catarina.

Logo é possível concluir que o co-tratamento com AIDAM se mostra eficiente e uma possível realidade de uso para o tratamento de efluentes industriais têxteis. A partir disso conclui-se também que o co-tratamento se mostra uma operação simples, pois não requer a adição de catalisadores ou produtos químicos adicionais, além de se mostrar prática, pois se trata da mistura de efluentes sinérgicos proporcionando ganhos para ambos nos quesitos de remoção de poluentes e matéria presente na água. Os cuidados necessários incluem o monitoramento dos parâmetros, assim como a definição das proporções que propiciem com que o processo seja eficiente. O pH e as concentrações dos metais se mostram pontos sensíveis e

que requerem maior atenção e avaliação tratando-se do uso de metais derivados de AIDAM para coagulação.

Para os trabalhos futuros utilizando o co-tratamento de águas derivadas de minas com efluentes industriais, sugere-se:

- Investigar e analisar os sólidos resultantes durante a interação entre a AIDAM e o efluente industrial, no caso desse trabalho o efluente têxtil;
- Avaliar a toxicidade dos sólidos e lodo resultantes do co-tratamento com AIDAM;
- Avaliar a viabilidade de implantação de escalas piloto com o processo de co-tratamento utilizando águas derivadas de minas;

Para os trabalhos futuros que aplicarão processos oxidativos avançados utilizando UV/H₂O₂ junto ao co-tratamento com águas derivadas de minas, sugere-se:

- Avaliar o uso de lâmpadas com diferentes potenciais de radiação;
- Avaliar uso de concentrações diferentes de peróxido para o sistema;
- Avaliar o uso de períodos de duração mais longos.

REFERÊNCIAS

- ABDELLA, A.; ABD ELMAGEED, H., & ABDEL-AA, M. Iron Removal from Ground Water through Expanded Polystyrene Filter. **Journal of Environmental Treatment Techniques**, v. 9, n. 3, p. 657-666, 2021.
- ABDULREDHA, M.; RAFID, A.; JORDAN, D.; ALATTABI, A. Facing up to waste: how can hotel managers in Kerbala, Iraq, help the city deal with its waste problem? **Procedia Engineering**, v. 196, p. 771-778, 2017.
- ABREU, D. B. Implementação de um processo de controle de qualidade de uma empresa de confecção do Vale do Itajaí – SC. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal de Santa Catarina. Santa Catarina, 2019.
- AGUIAR, A. O.; ANDRADE, L. H.; RICCI, R.B.; PIRES, W. L.; MIRANDA, G. A.; AMARAL, M. C. Gold acid mine drainage treatment by membrane separation processes: an evaluation of the main operational conditions. **Separation Purification Technology**, v. 170, p. 360-369, 2016.
- AL-QODAH, Z. Biosorption of heavy metal ions from aqueous solutions by activated sludge. **Desalination**, v. 196, p.164–176, 2006.
- ANAWAR, H. M. Sustainable rehabilitation of mining waste and acid mine drainage using geochemistry, mine type, mineralogy, texture, ore extraction and climate knowledge. **Journal Environmental Management**, v. 158, p. 111- 121, 2015.
- ASTA, M.P.; AYORA, C.; ACERO, P.; CAMA, J. Field rates for natural attenuation of arsenic in Tinto Santa Rosa acid mine drainage (SW Spain). **Journal Hazardous Material**, v. 177, p. 1102-1111, 2010.
- BANSAL, N. Industrial Development and Challenges of Water Pollution in Coastal Areas: The Case of Surat, India. IOP Conf. Ser.: **Earth Environment Science**. 2018.
- BARUAH, B. P.; KHARE, P. Mobility of trace and potentially harmful elements in the environment from high sulfur Indian coal mines. **Applications Geochemistry**, v. 25, p. 1621-1631, 2010.
- BEYAZIT, N.; KARACA, H. Performance comparison of UV, UV/H₂O₂, processes in the removal of COD and color from textile wastewater. **Journal of Scientific Reports**, v. 45, p. 236-252, 2020.
- BIZUNEH, A. Textile effluent treatment & decolorization techniques. **Chemical Bulgarian Journal Science Education**, v. 21, p.434–456, 2012.
- BLOWES, D. W.; PTACEK, C. J. Acid-neutralization mechanisms in inactive mine tailings. In *The Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*; Blowes, D. W.; Jambor, J.L., Eds.; Mineralogical Association Canada: Toronto, ON, Canada, 1994; v. 22, p. 271–292.
- BLOWES, D. W.; PTACEK, C. J.; JAMBOR, J. L.; WEISNER, C. G.; PAKTUNC, D.; GOULD, W. D.; JOHNSON, D. B. The geochemistry of acid mine drainage. **In Environmental Geochemistry**, v. 11, p. 149–204, 2014.

BOCZKAJ, G.; FERNANDES, A. Wastewater treatment by means of advanced oxidation processes at basic pH conditions: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 320, p. 608–633, 2017.

BOKHARI, T. H.; AHMAD, N.; JILANI, M. I.; SAEED, M.; USMAN, M.; HAQ, A. U.; JAVED, T. UV/H₂O₂, UV/H₂O₂/SnO₂ and Fe/H₂O₂ based advanced oxidation processes for the degradation of disperse violet 63 in aqueous medium. **Materials Research Express**, v. 7, n. 1, 015531, 2020.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA 430 de 2011, dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=114770>>. Acesso em: 24 de fevereiro de 2022. BRBOOTI, M.M. et al. Control and Treatment Technology for the Metal Finishing Industry. **J Eng. Technol.** v. 29, p.595, 2019.

BRIGDEN, K., LABUNSKA, I., HOUSE, E., SANTILLO, D., JOHNSTON, P., Hazardous chemicals in branded textile products on sale in 27 countries during 2012. **Greenpeace Research Laboratories**, Exeter, UK, Technical Report 06. 2012.

BUSSIÈRE, B. Acid mine drainage from abandoned mine sites: problematic and reclamation approaches. **Process of International Symp. on Geoenvironmental Engineering**. Hangzhou, pp. 111-125, 2009.

CARAVELLI, A. H.; CONTRERAS, E. M.; ZARITZKY, N. E. Phosphorous removal in batch systems using ferric chloride in the presence of activated sludges. **Journal Hazard Materials**, v. 177, p.199–208, 2010.

CASTILHOS, Z. C., BIDONE, E. D., CESAR, R. G., EGLER, S. G., ALEXANDRE, N. Z., BIANCHINI, M. & NASCIMENTO, T. Metodologia para o monitoramento da qualidade das águas da Bacia Carbonífera Sul Catarinense: ferramenta para gestão em poluição ambiental. Rio de Janeiro: CETEM/MCT. 105 p. 2010.

CHANG, W. C.; HSU, C-H.; CHIANG, S-M.; SU, M-C.; Equilibrium and kinetics of metal biosorption by sludge from a biological nutrient removal system. **Environmental Technology**, v. 28, p.453–462, 2007.

CHEN, S.; BLANEY, L.; CHEN, P.; DENG, S.; HOPANNA, M.; BAO, Y.; YU, G. Ozonation of the 5-fluorouracil anticancer drug and its prodrug capecitabine: Reaction kinetics, oxidation mechanisms, and residual toxicity. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, v. 13(4), p. 59, 2019.

CHEN, Y.T.; LI, J.T.; CHEN, L.X.; HUA, Z.S.; HUANG, L.N.; LIU, J.; XU, B.B.; LIAO, B.; SHU, W.S. Biogeochemical processes governing natural pyrite oxidation and release of acid metalliferous drainage. **Environment Science Technology**, v. 48, p. 5537-5545, 2014.

CHOI, E.; RIM, J. M. Competition and inhibition of sulfate reducers and methane producers in anaerobic treatment. **Water Science Technology**, v. 23, p. 1259–1264, 1991.

CNRH. Conjunto de normas legais: recursos hídricos. Ministério no Meio Ambiente, n. 8a ed, p. 1–684, 2014.

CRANE R. S.; BARTON, P.; CARTMELL, E.; COULON, F.; HILLIS, P.; JUDD, S. J.; SANTOS, A.; STEPHENSON, T.; LESTER, J. N. Fate and behaviour of copper and zinc in secondary biological wastewater treatment processes: I Evaluation of biomass adsorption capacity. **Environment Technology**, v. 31, p.705–723, 2010.

DACHERY, J. M. Matriz Elétrica de Santa Catarina: análise mesorregião e evolução temporal. Dissertação Mestrado. Universidade Comunitária da Região de Chapecó. Chapecó, Santa Catarina, 2019

DE JAGER, D.; SHELDON, M. S.; EDWARDS, W. Colour removal from textile wastewater using a pilot-scale dual-stage MBR and subsequent RO system, **Separation Purification Technology**, v. 135, p. 135-144, 2014.

DEMIN, O. A.; DUDENEY, A. W. L. Nitrification in constructed wetlands treating ochreous mine water. **Mine Water Environment**, v.22 p.15–21, 2003.

DENG, D.; WEIDHAAS, J. L.; LIN, L. S. Kinetics and microbial ecology of batch sulfidogenic bioreactors for co-treatment of municipal wastewater and acid mine drainage. **Journal of Hazardous Material**. v. 353, p. 552, 2018.

DHANGAR, K.; KUMAR, M.. Tricks and tracks in removal of emerging contaminants from the wastewater through hybrid treatment systems: a review. **Science of The Total Environment**, v. 738, p. 140320, 2020.

DJAMEL GHERNAOUT1, D.; LARIBI, C.; ALGHAMDI, A.; GHERNAOUT, B.; MESSAOUDENE, N. A.; AICHOUNI, M. Decolorization of BF Cibacete Blue (CB) and RedSolophenyle 3BL (RS) Using Aluminum Sulfate and FerricChloride. **World Journal of Applied Chemistry**. v. 3, n. 2, p. 32-40. 2018

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Balanço Energético Nacional 2020: Ano base 2019 / Empresa de Pesquisa Energética. – Rio de Janeiro: EPE, 2020.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Acid Mine Drainage: Innovative Treatment Technologies. Disponível em: <<http://www.epa.ie>>. Acesso em 05 nov. 2021.

EPA, U.S. Ecological Effects Test Guidelines. OCSPP 850.4100: Seedling Emergence and Seedling Growth. Environmental Protection Agency, EPA 712-C-012, January, 2012.

EPA. Control and Treatment Technology for the Metal Finishing Industry. Industrial Environmental Research Laboratory. EPA 625/8-80-003, 1980

FERNÁNDEZ-CALIANI, J. C.; GIRÁLDEZ, M. I.; BARBA-BRIOSO, C. Oral bioaccessibility and human health risk assessment of trace elements in agricultural soils impacted by acid mine drainage. **Chemosphere**, v. 237. 2019.

FLORES, R.G. ANDERSEN, S.L.F. MAIA, L.K.K. JOSÉ, H.J. MOREIRA, R. DE F.P.M. Recovery of iron oxides from acid mine drainage and their application as adsorbent or catalyst. **Journal Environment Management**. v. 111, p. 53-60, 2012.

GALHARDI, J. A.; BONOTTO, D. M. Hydrogeochemical features of surface water and groundwater contaminated with acid mine drainage (AMD) in coal mining areas: a case study in southern Brazil. **Environment Science Pollution Residues**, v. 23, p. 18911-18927, 2016.

GILPAVAS, E., DOBROSZ-GÓMEZ, I., & GÓMEZ-GARCÍA, M. Á. Coagulation-flocculation sequential with Fenton or Photo-Fenton processes as an alternative for the industrial textile wastewater treatment. **Journal of Environmental Management**, v. 191, p.189–197, 2017.

GIROLETTI, C. L.; RÉCIO, M. Á. L.; LAPOLLI, F.R.; NAGEL-HASSEMER, M. E. Avaliação do processo UV/H₂O₂ no pós-tratamento de águas residuárias da indústria de papel e celulose. *Revista DAE*, v. 70, p. 6-20, 2022.

GOGATE, P.R.; PANDIT, A.B. A Review of Imperative Technologies for Wastewater Treatment I: Oxidation Technologies at Ambient Conditions. **Advances in Environmental Research**, v. 8, p. 501-551, 2004.

GRANDE, J. A.; DE LA TORRE, M. R.; CERÓN, J. C.; BELTRÁN, R.; GÓMEZ, T. Overall hydrochemical characterization of the Iberian Pyrite Belt. Main acid mine drainage-generating sources. **Journal Hydrology**, v. 390, p. 123-130, 2010.

GRAY, N. F. Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem, **Environmental Geology**, v.30 n. 2, 1997.

GTA - Grupo Técnico de Assessoramento. Indicadores Ambientais. **12º Relatório do GTA 2019**. Disponível em:<<http://acpcarvao.com.br/forum/forumdisplay.php?fid=4>. Acesso em: 19 maio 2022.

HAN, Y.; YOUM, S.; OH, C.; CHO, Y.; AHN, J.S. Geochemical and eco-toxicological characteristics of stream water and its sediments affected by acid mine drainage. *Catena*, 2015.

HASSAN, M. A.; LI, T. P.; NOOR, Z. Z. Coagulation and flocculation treatment of wastewater in textile industry using chitosan. **Journal of Chemical and Natural Resources Engineering**, v. 4, n. 1, p. 43–53, 2009.

HEDRICH, S.; JOHNSON, D.B. Remediation and selective recovery of metals from acidic mine waters using novel modular bioreactors. **Environ. Sci. Technol.**, v. 48, p. 12206-12212, 2014.

HOLKAR, C. R.; JADHAV, A. J.; PINJARI, D. V.; MAHAMUNI, N. M.; PANDIT, A. B. A critical review on textile wastewater treatments: Possible approaches. **Journal of Environmental Management**, 182, 351–366, 2016.

IDOWU, I. A.; ATHERTON, W.; ALO, B. I.; ANDY, A. An analyses of the status of landfill classification systems in developing countries: Sub Saharan Africa landfill experiences. **Waste Management**, v. 87, p. 761-771, 2019.

IGARASHI, T.; HERRERA, P. S.; UCHIYAMA, H.; MIYAMAE, H.; IYATOMI, N.; HASHIMOTO, K.; TABELIN, C. B. The two-step neutralization ferrite-formation process for sustainable acid mine drainage treatment: Removal of copper, zinc and arsenic, and the influence of coexisting ions on ferritization. **Science of The Total Environment**, v. 715, p. 136877, 2020.

JOHNSON, K. L.; YOUNGER, P. L. The co-treatment of sewage and mine waters in aerobic wetlands. **Engineering Geology**, v. 85, p. 53–61, 2006.

JURJOVEC, J.; PTACEK, C.J.; BLOWES, D.W. Acid neutralization mechanisms and metal release in mine tailings: A laboratory column experiment. **Geochim. Cosmochim.** v. 66, p. 1511–1523, 2002.

JUSTINO, N. M.; BATTISTELI, A. A.; LAPOLLI, F.R.; REVIO, M.A.; NAGEL-HASSEMER, M.A. Degradação sazonal de efluentes têxteis por processo foto-fenton solar mediado por ferrioxalato: descoloração e comportamento dos sólidos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, p. 33-43, 2019

KALLIALA, E., & TALVENMAA, P. Environmental profile of textile wet processing in Finland. **Journal of Cleaner Production**, v. 8, n. 2, p. 143–154, 2000.

KEFENI, K. K.; MSAGATI, T. M.; MAMBA, B. B. Synthesis and characterization of magnetic nanoparticles and study their removal capacity of metals from acid mine drainage. **Chemical Engineering Journal**, v; 276, p. 222-231, 2015.

KEFENI, K.K.; MSAGATI, T.A.M.; MAMBA, B.B. Acid mine drainage: prevention, treatment options, and resource recovery: a review. **Journal of Cleaner Production**, v. 151, p. 475-493, 2017.

KHEHRA, M. S.; SAINI, H. S.; SHARMA, D. K., CHADHA, B. S., & CHIMNI, S. S. . Biodegradation of azo dye C.I. Acid Red 88 by an anoxic–aerobic sequential bioreactor. **Dyes and Pigments**, v.70, n. 1, p1–7, 2006.

KHOSRAVI, A.; KARIMI, M.; EBRAHIMI, H.; FALLAH, N. Sequencing batch reactor/nanofiltration hybrid method for water recovery from textile wastewater contained phthalocyanine dye and anionic surfactant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, p. 103701, 2020.

KONARZEWSKI, V.H.C. Tratamento Combinado de Chorume com Drenagem Ácida de Minas. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e Materiais) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009.

LAMHAMDI, M; BAKRIM, A; AARAB, Ahmed; LAFONT, R; SAYAH, F. Lead phytotoxicity on wheat (*Triticum aestivum* L.) seed germination and seedlings growth. **Comptes Rendus -Biologies**, v.334, n.2, p.118–126, 2011.

LATTUADA, R.M.; MENEZES, C.T.B.; PAVEI, P.T.; M PERALBA, C.R.; DOS SANTOS, J.H.Z. Determination of metals by total reflection X-ray fluorescence and evaluation of toxicity of a river impacted by coal mining in the south of Brazil. **Journal of Hazardous Material**, v. 163, p. 531-537, 2009.

LEE, B. M.; KACEW, S.; KIM, H. S.; LU, F. C. Lu's Basic Toxicology: fundamentals, target organs, and risk assessment. 7th. ed. Boca Raton: CRC Press, 2018.

LI, X.; HIROYOSHI, N.; TABELIN, C.B.; NARUWA, K.; HARADA, C.; ITO, M. Suppressive effects of ferric-catecholate complexes on pyrite oxidation. **Chemosphere**, v. 214, p. 70-78, 2019.

LIU, W.; ZHU, L.; DU, Z.; LI, B.; WANG, J.; WANG, J.; ZHANG, C.; ZHU, L. Acute toxicity, oxidative stress and DNA damage of three task-specific ionic liquids ([C₂NH₂MIm]BF₄, [MOEMIm]BF₄, and [HOEMIm]BF₄) to zebrafish (*Danio rerio*). **Chemosphere**, v. 249, p. 119-126, 2020.

LOBO-RECIO, M. Á.; RODRIGUES, C.; CUSTÓDIO JEREMIAS, T.; LAPOLLI, F. R.; PADILLA, I.; LÓPEZ-DELGADO, A. Highly efficient removal of aluminum, iron, and manganese ions using Linde type-A zeolite obtained from hazardous waste. **Chemosphere**, v. 267, p. 128919, 2021.

LOPES, E. C.; SANTOS, S. C.R.; PINTOR, ARIANA M.A.; BOAVENTURA, RUI A.R.; BOTELHO, CIDÁLIA M.S. Evaluation of a tannin-based coagulant on the decolorization of synthetic effluents. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, p. 103125. 2019.

LÓPEZ-SERRANO, A.; OLIVAS, R.M.; LANDALUZE, J.S.; CÁMARA, C. Nanoparticles: A global vision. Characterization, separation, and quantification methods. Potential environmental and health impact. **Anal. Methods**. v. 6, p. 38–56, 2014.

LUPTAKOVA, A.; UBALDINI, S.; MACINGOVA, E.; FORNARI, P.; GIULIANO, V. Application of physical–chemical and biological–chemical methods for heavy metals removal from acid mine drainage. **Process Biochemistry**, v. 47, p. 1633-1639, 2012.

LUZ, A. B.; SAMPAIO, J. A. Desativação de Minas. **Série Tecnologia Ambiental** 79, p. 50, 2015

CHEN, M; LU, G; GUO, C.; YANG, C.; WU, J.; HUANG, W.; YEE, N.; DANG, Z. Sulfate migration in a river affected by acid mine drainage from the Dabaoshan mining area, **Chemosphere**, v. 119, p. 734-743, 2015.

MACINGOVA, E.; LUPTAKOVA, A. Recovery of metals from acid mine drainage **Chemical Engineering Trans.**, 2012.

MADHAV, S., AHAMAD, A., SINGH, P., & MISHRA, P. K. A review of textile industry: Wet processing, environmental impacts, and effluent treatment methods. **Environmental Quality Management**, v. 27, n. 3, p. 31–41, 2018.

MAHMOUD A.S.; MOSTAFA, M.K.; PETERS, R.W. A prototype of textile wastewater treatment using coagulation and adsorption by Fe/Cu nanoparticles: Techno-economic and scaling-up studies. **Nanomaterials and Nanotechnology**. v. 11. 2021

MAKHATHINI, T. P.; MULOPO, J.; BAKARE, B. F. Sulfidogenic fluidized-bed bioreactor kinetics for co-treatment of hospital wastewater and acid mine drainage, **Biotechnology Reports**, v. 32. 2021.

MAKHATHINI, T. P.; MULOPO, J.; BAKARE, B. F. Possibilities for Acid Mine Drainage Co-treatment with Other Waste Streams: A Review. **Mine Water and the Environment**, v. 39, n. 1, p. 13–26, 2020.

MARTÍN-DOMÍNGUEZ, A.; RIVERA-HUERTA, M. L.; PÉREZ-CASTREJÓN, S.; GARRIDO-HOYOS, S. E.; VILLEGAS-MENDOZA, I. E.; GELOVER-SANTIAGO, S. L.; DROGUI, P.; BUELNA, G. **Separation Purification Technology**. v. 200, p. 266–272. 2018.

MASINDI, V.; FOTEINIS, S.; CHATZISYMEON, E. Co-treatment of acid mine drainage and municipal wastewater effluents: Emphasis on the fate and partitioning of chemical contaminants. **Journal of Hazardous Materials**, v. 421, p. 126677, 2022.

MASINDI, V.; SHABALALA, A.; FOTEINIS, S. Passive co-treatment of phosphorus-depleted municipal wastewater with acid mine drainage: Towards sustainable wastewater management systems, **Journal of Environmental Management**, v. 324, p. 116399, 2022.

MENDES, P.M.; BECKER, R.; CORRÊA, L.B.; BIANCHI, I.; DAI PRÁ, M.A.; LUCIA JR., T.; CORRÊA, E. K. Phytotoxicity as an indicator of stability of broiler production residues. **J. Environ. Manag.**, v. 167, p. 156-159, 2016.

MENEZES, J.; SILVA R. A.; ARCE I. S.; SCHNEIDER I. A. H. Production of a poly-ferric sulphate chemical coagulant by selective precipitation of iron from acidic coal mine drainage. **Mine Water Environment**, v. 28, p. 311, 2009.

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

MINISTÉRIO DO TRABALHO E PREVIDÊNCIA – Relatório Anual de Informações Sociais 2020. Brasil, 2020.

MIRALLES, P.; CHURCH, T.L.; HARRIS, A.T. Toxicity, uptake, and translocation of engineered nanomaterials in vascular plants. **Environ. Sci. Technol.** v. 46, p. 9224–9239, 2012.

MO, J; HWANG, J. E; JEGAL, J; KIM, J. Pretreatment of a dyeing wastewater using chemical coagulants. **Dyes and Pigments**, v. 72, n. 2, p. 240–245, 2007.

MODABBERI, S.; ALIZADEGAN, A. Prediction of AMD generation potential in mining waste piles, in the sarcheshmeh porphyry copper deposit. **Environment Monitorament Assessment**, v. 185, p. 9077-9087. 2013.

MORAIS, N. W. S.; SANTOS, A. B. D. Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil Edição. **Revista DAE**, n. 215, 2019.

MULOPO, J. Pilot scale assessment of the continuous biological sulphate removal from coal acid mine efluent using grass cutting as carbon and energy sources. **Journal Water Process Engineering**, v. 11 p. 104–109, 2016.

MUTHURAMAN, G.; ELUMALAI, S. Recovery of Levafix brilliant red E-4BA and Levafix brilliant red E-6BA from aqueous solution by supported liquid membrane. **Membrane Water Treatment**, v. 4, n. 4, p. 277, 2013.

MWEWA, B.; STOPIĆ, S.; NDLOVU, S.; SIMATE, G.S.; XAKALASHE, B.; FRIEDRICH, B. Synthesis of Poly-Alumino-Ferric Sulphate Coagulant from Acid Mine Drainage by Precipitation. **Metals**. v. **9**, p.1166, 2019.

NAGEL-HASSEMER, M. E.; CARVALHO-PINTO C. R. S., MATIAS, W. G.; LAPOLLI, F. R. Removal of coloured compounds from textile industry effluents by UV/H₂O₂ advanced oxidation and toxicity evaluation, **Environmental Technology**, v. 32 n. 16, p. 1867-1874, 2011.

NASCIMENTO, F. M. F. Impactos ambientais nos recursos hídricos da exploração de carvão em Santa Catarina. Centro de Tecnologia Mineral. Rio de Janeiro, 2002.

NASIRPOUR, N.; MOHAMMADPOURFARD, M.; HERIS, S. Z. Ionic liquids: Promising compounds for sustainable chemical processes and applications: promising compounds for sustainable chemical processes and applications. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 160, p. 264-300, 2020.

NECULITA, C.; GÉRALD, J.; BUSSIÉRE, B. Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulphate-reducing bacteria: critical review and research needs. **Journal Environment Quality**, v. 36, p. 1-16, 2007.

NORDSTROM, K. D. Advances in the hydrogeochemistry and microbiology in acid mine waters. *Int Geol Rev.* v. 42, p. 449–515, 2020.

NORDSTROM, K. D. Geochemical Modeling of Iron and Aluminum Precipitation during Mixing and Neutralization of Acid Mine Drainage. *Minerals*, v. **10**, p. 547. 2020.

OLIVEIRA, M. C.; NOGUEIRA, R. F. P.; GOMES NETO, J. A.; JARDIM, W. F.; ROHWEDDER, J. J. R. Sistema de injeção em fluxo espectrofotométrico para monitorar peróxido de hidrogênio em processo de fotodegradação por reação foto-Fenton. *Química Nova*, n.2, v.24, p. 188-190, 2001.

OLIVEIRA, R. P.; BERTAGNOLLI, D. C.; FERREIRA, E. A.; DA SILVA, L.; PAULA, A. S. **Surface Coat. Technology**. v. 349, p. 874–884. 2018.

O'LOUGHLIN, E.J.; KWON, M.J. A review of acidity generation and consumption in acidic coal mine lakes and their watersheds. **Science Total Environ.**, v. 369, pp. 307-332, 2006.

OUYANG, Y. LIU, Y.; ZHU, R.; GE, F.; XU, T.; LUO, Z.; LIANG, L. Pyrite oxidation inhibition by organosilane coatings for acid mine drainage control. *Mineral Engineering*, v. 72, p. 57-64, 2015.

PAMBRUN, V.; MARQUOT, A.; RACAULT, Y. Characterization of the toxic effects of cadmium and 3,5-dichlorophenol on nitrifying activity and mortality in biologically activated sludge systems—effect of low temperature. **Environment Science Pollution Residues**. v. 15, p. 592–599, 2008.

PARK, I.; TABELIN, C. B.; JEON, S.; LI, X.; SENO, K.; ITO, M.; HIROYOSHI, N. A review of recent strategies for acid mine drainage prevention and mine tailings recycling. **Chemosphere**, 2018.

PARK, I.; TABELIN, C.B.; MAGARIBUCHI, K.; SENO, K.; ITO, M.; HIROYOSHI, N. Suppression of the release of arsenic from arsenopyrite by carrier-microencapsulation using Ti-catechol complex. **Journal of Hazardous Materials**, v. 344, p. 322-332, 2018.

PAUL, S.A.; CHAVAN, S.K.; KHAMBE, S.D. Studies on characterization of textile industrial waste water in solapur city, **Int. Journal Chemical Science**, v. 10, n. 2, p. 635-642, 2012.

PAŹDZIOR, KATARZYNA; BILIŃSKA, LUCYNA; LEDAKOWICZ, STANISŁAW. A review of the existing and emerging technologies in the combination of AOPs and biological processes in industrial textile wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal**, 2018.

PESQUEIRA, J. F. J. R.; PEREIRA, M. F. R.; SILVA, A. M. T. A life cycle assessment of solar-based treatments (H₂O₂, TiO₂ photocatalysis, circumneutral photo-Fenton) for the removal of organic micropollutants. **Science Of The Total Environment**, v. 761, p. 143-258, 2021.

Photocatalytic Degradation of Reactive Yellow Dye in Wastewater using H₂O₂/TiO₂/UV Technique. **Iraqi Journal of Chemical and Petroleum Engineering** Vol.21 No.1, 2020.

PIERRE LOUIS, A. M. YU, H.; SHUMLAS, S. L.; VAN, B.; AKEN, M. A. A.; SCHOONEN, D.R. Effect of phospholipid on pyrite oxidation and microbial communities under simulated acid mine drainage (AMD) conditions. **Environ. Science Technology**, v. 49, pp. 7701-7708, 2015.

PLANTE, B.; BUSSIÈRE, B.; BENZAAZOUA, M. Static tests response on 5 Canadian hard rock mine tailings with low net acid-generating potentials. **Journal Geochemistry Exploration**, v. 114, p. 57-69, 2012.

PLANTE, B.; BUSSIÈRE, B.; BENZAAZOUA, M. Lab to field scale effects on contaminated neutral drainage prediction from the Tio mine waste rocks. **Journal Geochemical Exploration**, v. 137, p. 37-47, 2014.

POPLI, S.; PATEL, U.D. Destruction of azo dyes by anaerobic–aerobic sequential biological treatment: a review. **Int. Journal Environment Science Technology**, v. 12, p. 405–420, 2015.

POURGHOLI, M.; JAHANDIZI, R. M.; MIRANZADEH, M.; BEIGI, O. H.; DEHGHAN, S. Removal of Dye and COD from Textile wastewater Using AOP (UV/O₃, UV/H₂O₂, O₃/H₂O₂ and UV/H₂O₂/O₃). **J. Environ Health Sustain Dev.**, v. 3, n. 4, p. 621-629, 2018.

QURESHI, A.; MAURICE, C.; ÖHLANDER, B. Potential of coal mine waste rock for generating acid mine drainage. **Journal Geochemistry Exploration**, v.160, p. 44-54, 2016.

RALIYA, R.; SAHARAN, V.; DIMKPA, C.; BISWAS, P. Nanofertilizer for precision and sustainable agriculture: Current state and future perspectives. **J. Agric. Food Chem.**, v. 66, p. 6487–6503, 2018.

RAMOS, J. L.; GODOY, G. B.; MONTEIRO, J.; GODOI, I. R. G. et al. Processos oxidativos avançados no tratamento de águas residuárias: possibilidades mecanísticas na degradação de poluentes. *Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas*, [S.L.], v. 14, n. 4, p. 372-388, 31 dez. 2020.

RASHEED, A.; FAHAD, S.; HASSAN, M. U.; TAHIR, M.; AAMER, M.; WU, Z. A review on aluminum toxicity and quantitative trait loci mapping in rice (*Oryza sativa* L). **Applied ecology and environmental research.**, v. 18, n. 3, p. 3951-3964, 2020.

REZAIE, B.; ANDERSON, A. Sustainable resolutions for environmental threat of the acid mine drainage. **Science of The Total Environment**, v. 717, p.137-211, 2020.

RIBEIRO, K. Estudo experimental e modelagem matemática de reator solar híbrido para degradação de fenol em solução aquosa pelo processo foto-Fenton. 185f. Tese (Doutorado em Engenharia Química). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2009.

RODRIGUES, C. Tratamentos de água fluvial contaminada com Drenagem Ácida de Mineração (DAM) visando a remoção de sulfato: Bioestimulação de bactérias redutoras de Sulfato e Eletrocoagulação. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina. Santa Catarina, 2020.

RODRIGUES, C., FOLLMANN, H.V., NÚÑEZ-GÓMEZ, D. et al. Sulfate removal from mine-impacted water by electrocoagulation: statistical study, factorial design, and kinetics. **Environment Science Pollution Residues**, v. 27, p. 39572–39583, 2020.

RODRIGUES, C.; FOLLMANN, H.; DAL MAGRO, V.; NAGEL-HASSEMER, M. E.; LAPOLLI, F. R.; LOBO-RECIO, M. A. Sulfate removal from mine-impacted water by electrocoagulation: statistical study, factorial design, and kinetics. **Environmental Science and Pollution Research**. 2020.

RODRIGUES, C.; FOLLMANN, H.V. DAL M.; NÚÑEZ-GÓMEZ, D.; NAGEL-HASSEMER, M.E.; LAPOLLI, F. R.; LOBO-RECIO, M.A. Sulfate removal from mine-impacted water by electrocoagulation: statistical study, factorial design, and kinetics. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 1, p. 1-12, 2020.

RODRIGUES, C.; NÚÑEZ-GÓMEZ, D.; SILVEIRA, D. D.; NAGEL-HASSEMER, M. E.; LAPOLLI, F. R.; RECIO, M. A. L. Biostimulation of sulfate-reducing bacteria and metallic ions removal from coal mine-impacted water (MIW) using shrimp shell as treatment agent. **Journal of hazardous materials**, v. 398, p. 1/122893-10, 2020.

ROETMAN, E.T. The sterilization of sewage by acid mine water. M.S. thesis. West Virginia University, Morgantown. 1932.

ROVIRA, J.; DOMINGO, J. Human health risks due to exposure to inorganic and organic chemicals from textiles: A review. **Environmental Research**, v. 168, p. 62–69. 2019.

RUAN, G.; LIU, Y.; KAN, A. T.; TOMSON, M. B.; ZHANG, P. Sodium chloride (halite) mineral scale threat assessment and scale inhibitor evaluation by two common jar test based methods. **Journal of Water Process Engineering**, v. 43, 2021.ISSN 2214-7144.

S. CARRERO, S.; PÉREZ-LÓPEZ, R.; FERNANDEZ-MARTINEZ, A.; CRUZ-HERNÁNDEZ, P.; AYORA, C.; POULAIN, A. The potential role of aluminium hydroxysulphates in the removal of contaminants in acid mine drainage. **Chemistry Geology**, v. 417, p. 414-423, 2015.

SAMANTHA, K.; AGARWAL, P. Review article on Application of Natural Dyes on Textiles, **Indian Journal of Fibre & Textile Research**. v. 34, p. 384, 2009.

SANTA CATARINA. Decreto Estadual nº 14.250, de 05 de Junho de 1981. Regulamenta dispositivos da Lei nº 5.793, de 15 outubro de 1980, referentes à proteção e a melhoria da qualidade ambiental. SC. 1981.

SANTA CATARINA. Lei Estadual nº 14.675, de 13 de Abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. SC. 2009.

SANTOS, A. JUDD, S. The fate of metals in wastewater treated by the activated sludge process and membrane bioreactors: a brief review. **Journal Environment Monitor**, v. 12, p. 110–118, 2010.

SCHNACK, C. E.; MENEZES, C. T. B.; CENI, G.; MUNARI, A. B. Qualidade da água no estuário do rio Urussanga (SC, Brasil): um ambiente afetado pela drenagem ácida de mina. **Revista Brasileira de Biociências**. 1679-2343. 2018.

SCHOLZ, F., KAHLERT, H. The calculation of the solubility of metal hydroxides, oxide-hydroxides, and oxides, and their visualisation in logarithmic diagrams. **ChemTexts**. v. 1, p.7, 2015.

SEKOMO, C. B.; ROUSSEAU, D. P. L.; SALEH, S. A.; LENS, P. N. L.. Heavy metal removal in duckweed and algae ponds as a polishing step for textile wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 44, p. 102–110, 2012. doi:10.1016/j.ecoleng.2012.03.003
Separation and Purification Technology, v. 216, p. 43-50, 2019.

SERT, G.; BUNANI, S.; YÖRÜKOĞLU, E.; KABAY, N.; EGEMEN, Ö.; ARDA, M.; PEK, T.Ö.; YÜKSEL, M. Investigation of mini pilot scale MBR-NF and MBR-RO integrated systems performance-preliminary field tests, **Journal Water Process Engineering**, v. 12, p. 72-77, 2016.

SHAH, M.P.; PATEL, K.A.; NAIR, S. S.; DARJI, A. Optimization of environmental parameters on microbial degradation of reactive black dye. **Journal Bioremediation Biodegradation**, v. 4, p. 10–15, 2013.

SHIM, M.J.; CHOI, B.Y.; LEE, G.; HWANG, Y.H.; YANG, J.-S. Water quality changes in acid mine drainage streams in Gangneung, Korea, 10 years after treatment with limestone. **Journal Geochemical Exploration**, v. 159, p. 234-242, 2015.

SIDDIQUE, K.; RIZWAN, M.; SHAHID, M. J.; ALI, S.; AHMAD, R.; & RIZVI, H. Textile Wastewater Treatment Options: A Critical Review. **Enhancing Cleanup of Environmental Pollutants**, 183–207, 2017.

SIRANJEEVI, R.; PRAKASH, T.; PRABHU, S.; JEYALAKSHMI, R. Biomimetic facile synthesis of cerium oxide nanoparticles for enhanced degradation of textile wastewater and phytotoxicity evaluation, **Inorganic Chemistry Communications**, v.146, 2022.

SOBRERO, M. C.; RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L) In: MORALES, G. C. . Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones. Ed. 1, 74f. México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 2004.

SONI, A.K.; MISHRA, B.; SINGH, S. Pit lakes as an end use of mining: a review. **Journal Mining Environment**. v. 5 n. 2, p. 99- 111, 2014.

STEGEMEIER, J. P.; COLMAN, B. P.; SCHWAB, F.; WIESNER, M. R.; LOWRY, G. V. Uptake and Distribution of Silver in the Aquatic Plant *Landoltia punctata* (Duckweed) Exposed to Silver and Silver Sulfide Nanoparticles. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 4936–4943, 2017.

STROSNIDER, W. H. J. et al. Passive co-treatment of Zn-rich acid mine drainage and raw municipal wastewater. **Journal of Geochemical Exploration**, 2012.

STROSNIDER, W.H., WINFREY, B.K., NAIRN, R.W. Novel passive co-treatment of acid mine drainage and municipal wastewater. **Journal of Environmental Quality**. v. 40, p. 206–213, 2011.

SZÓLLÓSI, R.; MOLNÁR, Á.; KONDAK, S.; KOLBERT, Z. Dual Effect of Nanomaterials on Germination and Seedling Growth: Stimulation vs. Phytotoxicity. *Plants*, v. **9**, p. 1745, 2020.

TABELIN, C.B.; IGARASHI, T.; VILLACORTE-TABELIN, M.; PARK, I.; OPISO, E.M.; ITO, M.; HIROYOSHI, N. Arsenic, selenium, boron, lead, cadmium, copper, and zinc in naturally contaminated rocks: a review of their sources, modes of enrichment, mechanisms of release, and mitigation strategies **Science Total Environment**, v. 645, p. 1522-1553, 2018.

TEIXEIRA, B. A. P. C.; JARDIM, F. W. Caderno Temático. Processos oxidativos avançados: Conceitos teóricos. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, p.485, 2004.

TOMASSONI, F. Remoção de cor de efluente têxtil sintético por processos de eletrocoagulação e adsorção com carvões ativados produzidos a partir de folhas de persea americana mill. E de cássia fistula l. 181 f. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

TUNCER, N.; SÖNMEZ, G. Removal of COD and Color from Textile Wastewater by the Fenton and UV/H₂O₂ Oxidation Processes and Optimization. **Water Air Soil Pollut**, v. 234, p. 70, 2023.

VALENTE, T.; GRANDE, J.A.; DE TORRE, M.L.; SANTISTEBAN, M.; CERÓN, J.C. Mineralogy and environmental relevance of AMD-precipitates from the Tharsis mines, Iberian pyrite Belt. **Appl. Geochem.**, v. 39, p. 11-25, 2013.

VELUSAMY, S.; ROY, A.; SUNDARAM, S.; MALLICK, T. K. Employing CdS nanoparticles as an adsorbent for the removal of different dosages of hexavalent Cr (VI) from aqueous solution, **Materials Letters**, v. 311, 2021.

VENKATASARAVANAN, R.; RAMESH, S. T.; GUNASHEELA, M. **Advanced Porous Materials**, v. 4, n.1, p. 1-8. 2016.

VERMA, A. K.; DASH, R. R.; BHUNIA, P. A review on chemical coagulation/ flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters. **Journal Environmental Management**, v. 93, p. 154–168, 2012.

WANG, Y.; WANG, H.; WANG, X.; XIAO, Y.; ZHOU, Y.; SU, X.; SUN, F. Resuscitation, isolation and immobilization of bacterial species for efficient textile wastewater treatment: A critical review and update. **Science of the Total Environment**, v. 730, 2020.

WEI, X.; VIADERO, R. C. Adsorption and Precoat Filtration Studies of Synthetic Dye Removal by Acid Mine Drainage Sludge. **Journal of Environmental Engineering**, v. 133 n. 6, p. 633–640. 2007.

WERRIE, P.Y.; DURENNE, B.; DELAPLACE, P.; FAUCONNIER, M. L. Phytotoxicity of Essential Oils: Opportunities and Constraints for the Development of Biopesticides. A Review. **Foods**. v. 9, p. 1291, 2020.

WOLKAN, G. Avaliação do tratamento conjugado de drenagem ácida de minas e efluente têxtil bruto seguido por reação de foto-fenton. Trabalho de Conclusão de Curso. Departamento de Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 58f. 2016

XINCHAO, W.; ROGER, C. V. J.; BUZBY, K. M. Recovery of Iron and Aluminum from Acid Mine Drainage by Selective Precipitation. **Environmental Engineering Science**. 2005.

YASEEN, D. A.; SCHOLZ, M. Shallow pond systems planted with Lemna minor treating azo dyes. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 295–305, 2016

YASEEN, D.A.; SCHOLZ, M. Textile dye wastewater characteristics and constituents of synthetic effluents: a critical review. **Int. Journal Environmental Science Technology**, v. 16, p. 1193–1226, 2019.

YUSUFF, R. O; SONIBARE, J. A. Characterization of textile industries' effluents in Kaduna, Nigeria and pollution implications, **Global Nest: International Journal**, v. 6, n. 3, p. 212-221, 2004.

ZAINUDDIN, N. A. Removal of Nickel, Zinc and Copper from Plating Process Industrial Raw Effluent Via Hydroxide Precipitation Versus Sulphide Precipitation. **IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng.** v. 551, p. 012122, 2019.

ZIPPER, C. E.; SKOUSEN, J. G. Influent water quality affects performance of passive treatment systems for acid mine drainage. **Mine Water Environment**, v.29, p. 135–143, 2010.