

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
FACULDADE DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AMBIENTE CONSTRUÍDO

Roberta Paulina Tertolino da Silva

Estudo do uso do lodo de estação de tratamento de água na reação de Fenton

Juiz de Fora
2020

Roberta Paulina Tertolino da Silva

Estudo do uso do lodo de estação de tratamento de água na reação de Fenton

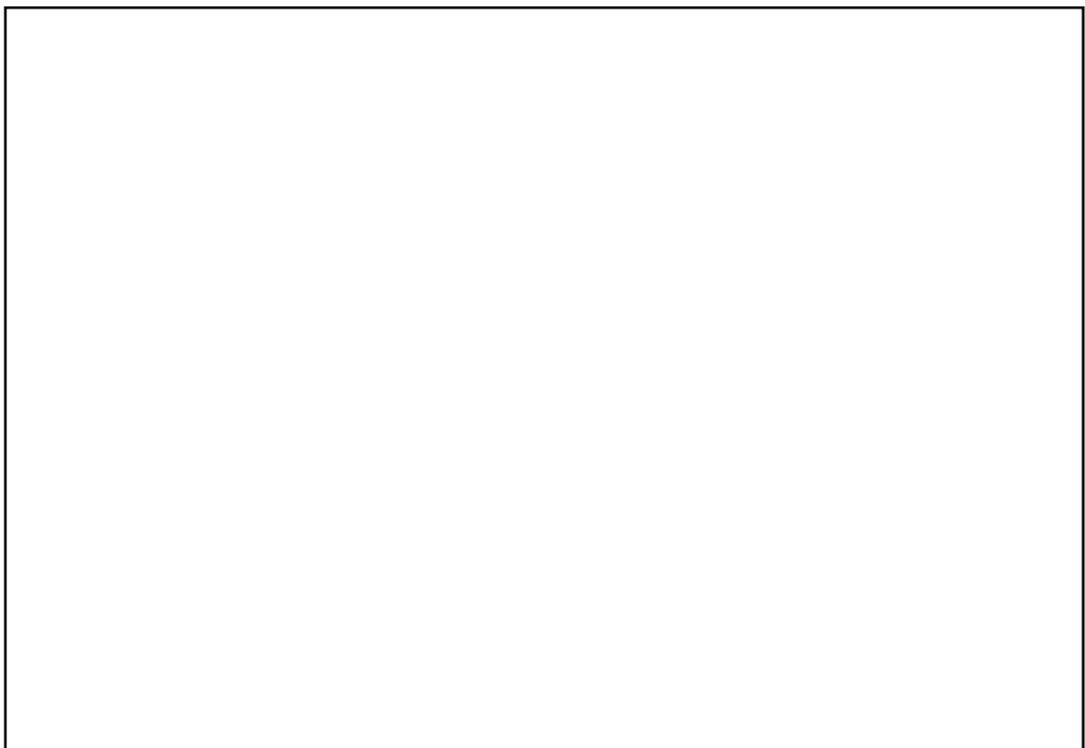
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ambiente Construído, da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial a obtenção do título de Mestre em Ambiente Construído. Área de concentração: Técnica do Ambiente Construído

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Renata de Oliveira Pereira.

Co-orientadora: Prof.^a Dr.^a Sue Ellen Costa Bottrel.

Juiz de Fora

2020



Roberta Paulina Tertolino da Silva

Estudo do uso do lodo de estação de tratamento de água na reação de Fenton

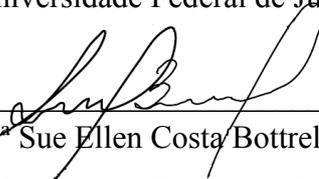
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ambiente Construído, da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial a obtenção do grau de Mestre em Ambiente Construído. Área de concentração: Técnica do Ambiente Construído

Aprovada em 22 de maio de 2020

BANCA EXAMINADORA



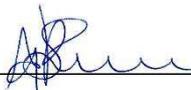
Prof.^a Dr.^a Renata de Oliveira Pereira - Orientador
Universidade Federal de Juiz de Fora



Prof.^a Dr.^a Sue Ellen Costa Bottrel - Co-orientadora
Universidade Federal de Juiz de Fora



Prof. Dr. Samuel Rodrigues Castro
Universidade Federal de Juiz de Fora



Prof.^a Dr.^a Ana Silvia Pereira Santos
Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Dedico este trabalho ao meu marido Rafael Santos Nascimento, pelo apoio e amor em todos os momentos, compreendendo cada dificuldade e me fortalecendo com palavras e gestos de carinho.

AGRADECIMENTOS

Tenho muito a agradecer pela oportunidade de execução deste trabalho, e pelas pessoas maravilhosas que de alguma forma contribuíram para a obtenção de ótimos resultados.

Primeiramente a Deus! Por esta presente em minha vida, me guiando em cada etapa, dando-me força, oportunidade e disposição para concluir a dissertação com perfeição.

Ao meu amado marido Rafael Santos, que me apoiou e continua apoiando em todas as etapas de minha vida, pela presença em todos os momentos, agradeço pelo companheirismo e pela compreensão nos momentos difíceis.

A minha mãe Rosa Regina e ao meu irmão Manoel Policiano, por me apoiarem ao longo da caminhada e vibrando a cada etapa conquistada.

Agradeço a minha orientadora Renata Pereira, pela grande dedicação, por esta sempre à disposição para a orientação, pelos conhecimentos transmitidos, pela confiança e por caminhar sempre junto na realização da pesquisa.

Agradeço a minha coorientadora Sue Ellen Bottrel, pelo auxílio, sugestões e todo o ensinamento transmitido.

Aos professores convidados da banca Ana Silvia e Samuel Castro pelas valiosas sugestões.

Ao laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA), agradecimento especial a Iramaia Mores pelo suporte técnico, pela ajuda nos ensinamentos dos ensaios, pela força e amizade. E a todos presentes no laboratório que de alguma forma também contribuíram na realização deste trabalho. Ao Laboratório de Mecânica pelo uso da mufla e a equipe técnica (Elias, Guilherme e Mateus) pela colaboração e ao Laboratório de Química no uso de centrífuga e aos técnicos (Ariane, Sabrina, Sérgio, Lucas, Janaína e Adriana).

Aos funcionários do PROAC, sempre atenciosos e solícitos.

A Companhia da Zona da Mata por permitir a coleta do lodo na estação de tratamento de água, e aos funcionários, em especial ao Lucas Tadeu Oliveira Fernandes pela atenção e colaboração, sempre lembrando de enviar as datas da limpeza do decantador.

Agradeço a CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa de mestrado.

E a todos que de alguma forma, direta ou indiretamente, contribuíram positivamente para a realização desta pesquisa, os meus mais sinceros agradecimentos.

“Na natureza nada se cria, nada se perde, tudo se transforma”.
(ANTOINE LAVOISIER, 1743-1794)

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo principal a realização de uma avaliação do uso do lodo do tanque de decantação de uma estação de tratamento de água, como fonte de ferro em reações do tipo Fenton, para redução de matéria orgânica e cor em meio aquoso. A pesquisa foi realizada com o corante azul de metileno (AM) como molécula modelo nas concentrações de 1.500 e 50 mg/L como efluente. O estudo inicialmente abordou a caracterização do local de estudo e do LETA (lodo de estação de tratamento de água). Posteriormente, foi executada a etapa exploratória que consistiu na realização de testes da reação de Fenton, na sequência foram realizados três estudos preliminares, sendo: 1º) branco da reação sem adição de peróxido de hidrogênio (H_2O_2); 2º) foram investigadas as concentrações do LETA, da solução de AM e do H_2O_2 ; e 3º) foram averiguados as concentrações do LETA, da solução de AM, do H_2O_2 e do tempo de processo da reação de Fenton. E por fim, foi realizado o planejamento fatorial, de acordo, com o melhor desempenho dos estudos preliminares. O resultado da caracterização do LETA evidenciou grande quantidade de matéria orgânica e elevado teor de ferro. A etapa exploratória, a partir dos seus resultados, permitiu ajustar as condições do tratamento para a reação de Fenton. Os três estudos preliminares permitiram chegar ao resultado satisfatório para a reação de Fenton, sendo a melhor condição experimental no meio reacional de AM = 1.500 mg/L, LETA = 20,7 mg/L, H_2O_2 = 1,75 mg/L e tempo de reação 30, 60 e 180 minutos. Com relação à alteração de cor as condições de destaque foram: 50 mg/L de AM, 0,95 mg/L de LETA e 1,75 mg/L de H_2O_2 com remoção acima de 90%. O planejamento fatorial apresentou melhor resultado na remoção de DQO com 91,8%, na condição de AM = 1.500 mg/L, LETA = 20,7 mg/L, H_2O_2 = 1,75 mg/L e tempo de reação 180 minutos e para essa mesma condição com a menor concentração de AM (50 mg/L) apresentou remoção de DQO em 49% e alteração de cor com desempenho de 100% no comprimento de onda de 605 nm. Assim, os estudos mostraram que o tratamento do AM com o uso do LETA como catalisador na reação de Fenton, se apresentou promissor na remoção de matéria orgânica e degradação do corante. Desta forma, o LETA possui uma nova alternativa para seu reaproveitamento.

Palavras-chave: LETA. Processos Oxidativos Avançados. Tratamento de efluentes. Degradação. Reaproveitamento.

ABSTRACT

The present work had as main objective the accomplishment of an evaluation of the use of the sludge of the decantation tank of a water treatment plant, as an iron source in reactions of the Fenton type, to reduce organic matter and color in aqueous medium. The research was carried out with the methylene blue dye (MB) as a model molecule at concentrations of 1.500 and 50 mg/L as effluent. The study initially addressed the characterization of the study site and the SWTP (sludge from water treatment plant). Subsequently, the exploratory step was carried out, which consisted of carrying out tests of the Fenton reaction, in the sequence three preliminary studies were carried out, being: 1°) reaction white without the addition of hydrogen peroxide (H_2O_2); 2°) the concentrations of SWTP, MB solution and H_2O_2 were investigated; and 3°) the concentrations of SWTP, MB solution, H_2O_2 and the process time of the Fenton reaction were investigated. Finally, factorial planning was carried out, according to the best performance of the preliminary studies. The result of the SWTP characterization showed a large amount of organic matter and high iron content. The exploratory stage, based on its results, allowed to adjust the treatment conditions for the Fenton reaction. The three preliminary studies made it possible to arrive at a satisfactory result for the Fenton reaction, with the best experimental condition in the MB reaction medium = 1.500 mg/L, SWTP = 20,7 mg/L, H_2O_2 = 1,75 mg/L and time reaction time 30, 60 and 180 minutes. Regarding the color change, the highlighted conditions were: 50 mg/L of MB, 0,95 mg / L of SWTP and 1,75 mg/L of H_2O_2 with removal above 90%. The factorial design showed the best result in removing COD with 91,8%, in the condition of MB = 1.500 mg/L, SWTP = 20,7 mg/L, H_2O_2 = 1,75 mg/L and reaction time 180 minutes and for this same condition with the lowest concentration of MB (50 mg/L) it showed COD removal in 49% and color change with 100% performance at 605 nm wavelength. Thus, studies have shown that the treatment of MB with the use of SWTP as a catalyst in the Fenton reaction, has shown promise in removing organic matter and degrading the dye. Thus, SWTP has a new alternative for its reuse.

Keywords: SWTP. Advanced Oxidative Processes. Wastewater treatment. Degradation. Reuse.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	– Destino do lodo da ETA gerado no Brasil.....	22
Figura 2	– Destino do lodo da ETA gerado na Holanda, Reino Unido, França e EUA.....	23
Quadro 1	– Descrição dos processos de tratamento do lodo e suas respectivas vantagens e desvantagens.....	34
Figura 3	– Diversas classificações dos POAs.....	47
Quadro 2	– Tipos de processos oxidativos avançados com e sem radiação.....	48
Quadro 3	– Vantagens e desvantagens da aplicação do processo Fenton no tratamento de efluentes.....	49
Quadro 4	– Estudos recentes publicados entre os anos de 2017 e 2019 sobre aplicação de POAs em diversos efluentes.....	55
Quadro 5	– Resumo de estudos que aplicaram a reação de Fenton no tratamento de efluentes.....	60
Quadro 6	– Efeitos das variáveis que interferem na reação de Fenton.....	64
Quadro 7	– Estudos reportado na literatura sobre o uso de resíduos como fonte de ferro no processo Fenton.....	65
Figura 4	– Fluxograma das unidades que compõem a ETA sendo o objeto de estudo.....	69
Figura 5	– A) Foto da chegada da água bruta na ETA; e B) Foto do ponto de coleta para análise.....	70
Figura 6	– A) Foto do local de adição do coagulante; e B) Foto da calha Parshall.....	71
Figura 7	– A) Foto da unidade de floculação; e B) Foto com detalhe dos braços do floculador.....	72
Figura 8	– A) Foto da unidade de decantação; e B) Foto das calhas de coleta de água decantada.....	73
Figura 9	– A) Foto do canal de descarte do lodo; e B) Foto mostrando a limpeza manual do decantador.....	74
Figura 10	– Imagem das unidades de filtração.....	75
Figura 11	– A) Imagem da coleta do lodo; e B) Pontos coletados no decantador.....	76
Figura 12	– pH do ponto de carga zero.....	89

Figura 13	– Amostra inicial (LETA, AM e H ₂ SO ₄) do ensaio A.....	90
Figura 14	– Amostra após agitação de 60 min. com o H ₂ O ₂ incorporado a amostra do ensaio A.....	90
Figura 15	– Resultados do experimento 1. A) Espectro de absorção do experimento 1, nas condições experimentais (concentração de AM = 50 mg/L e LETA (ferro total) = 2,37 mg/L, sem adição de H ₂ O ₂); e B) Evolução do processo de remoção de cor no sobrenadante, após 120 minutos de reação e 30 minutos de sedimentação.....	92
Figura 16	– Resultados do experimento 2. A) Espectro de absorção do experimento 2, nas condições experimentais (concentração de AM = 50 mg/L e LETA (ferro total) = 0,95 mg/L, sem adição de H ₂ O ₂); e B) Evolução do processo de remoção de cor no experimento 2.....	94
Figura 17	– Resultados do experimento 3. A) Espectro de absorção do experimento 3, nas condições experimentais (concentração de AM = 1.500 mg/L e LETA (ferro total) = 20,7 mg/L, sem adição de H ₂ O ₂); e B) Evolução do processo de remoção de cor no experimento 3.....	95
Figura 18	– Resultados dos experimentos 4 e 5. A) Espectro de absorção do experimento, nas condições experimentais do experimento 4 (concentração de AM = 50 mg/L, LETA (ferro total) = 2,37 mg/L e de H ₂ O ₂ = 0,17 mg/L); experimento 5 (concentração de AM = 50 mg/L, LETA (ferro total) = 2,37 mg/L e de H ₂ O ₂ = 0,87 mg/L); e B) Evolução do processo de remoção de cor nos experimentos 4 e 5.....	97
Figura 19	– Resultados do experimento 6. A) Espectro de absorção do experimento, nas condições experimentais (concentração de AM = 50 mg/L, LETA (ferro total) = 0,95 mg/L e de H ₂ O ₂ = 1,75 mg/L); e B) Evolução do processo de remoção de cor no experimento 6.....	98
Figura 20	– Resultados do experimento 7. A) Espectro de absorção do experimento, nas condições experimentais (concentração de AM = 1.500 mg/L, LETA (ferro total) = 20,7 mg/L e de H ₂ O ₂ = 1,75 mg/L); e B) Evolução do processo de remoção de cor no experimento 7.....	99
Figura 21	– Resultados do experimento 8. A) Espectro de absorção do experimento, nas condições experimentais (concentração de AM = 50 mg/L, LETA	

	(ferro total) = 0,95 mg/L e de H ₂ O ₂ = 1,75 mg/L); e B) Evolução do processo de remoção de cor no experimento 8.....	102
Figura 22	– Resultados do experimento 9. A) Espectro de absorção do experimento, nas condições experimentais (concentração de AM = 1.500 mg/L, LETA (ferro total) = 20,7 mg/L e de H ₂ O ₂ = 1,75 mg/L); e B) Evolução do processo de remoção de cor no experimento 9.....	103
Figura 23	– Resultados do experimento 10. A) Espectro de absorção do experimento, nas condições experimentais (concentração de AM = 50 mg/L, LETA (ferro total) = 0,95 mg/L e de H ₂ O ₂ = 1,75 mg/L); e B) Evolução do processo de remoção de cor no experimento 10.....	104
Figura 24	– Resultados preliminares para o experimento 11. A) Espectro de absorção do experimento, nas condições experimentais (concentração de AM = 1.500 mg/L, LETA (ferro total) = 20,7 mg/L e de H ₂ O ₂ = 1,75 mg/L); e B) Evolução do processo de remoção de cor no experimento 11.....	105
Figura 25	– Gráfico de Pareto do tratamento dos dados do Planejamento Fatorial considerando a remoção de DQO como variável resposta	107
Figura 26	– A) Gráfico de Contorno, remoção de DQO <i>versus</i> tempo e concentração de LETA; e B) Gráfico de Contorno, remoção de DQO <i>versus</i> H ₂ O ₂ e concentração de LETA	107
Figura 27	– Aspecto visual no final dos experimentos para o tempo de agitação conforme a matriz do planejamento fatorial: A) tempo 0, B) experimento B: H ₂ O ₂ = 1,75 mg/L, LETA = 10,35 mg/L e tempo = 30 min.; C) experimento C: H ₂ O ₂ = 7,00 mg/L, LETA = 20,70 mg/L e tempo = 30 min.; D) experimento D: H ₂ O ₂ = 7,00 mg/L, LETA = 10,35 mg/L e tempo = 30 min.; E) experimento E: H ₂ O ₂ = 1,75 mg/L, LETA = 20,70 mg/L e tempo = 30 min.; F) experimento F: H ₂ O ₂ = 4,38 mg/L, LETA = 15,53 mg/L e tempo = 105 min.; G) experimento G: H ₂ O ₂ = 7,00 mg/L, LETA = 20,70 mg/L e tempo = 180 min.; H) experimento H: H ₂ O ₂ = 1,75 mg/L, LETA = 10,35 mg/L e tempo = 180 min.; I) experimento I: H ₂ O ₂ = 1,75 mg/L, LETA = 20,70 mg/L e tempo = 180 min.; J) experimento J: H ₂ O ₂ = 7,00 mg/L, LETA = 10,35 mg/L e tempo = 180 min.....	108

Figura 28 – Espectro de absorção do experimento realizado nas condições otimizadas do planejamento fatorial (LETA (ferro total) = 20,7 mg/L, H₂O₂ = 1,75 mg/L e tempo de reação de 180 minutos) aplicado à solução de AM 50 mg/L; e B) Evolução visual os aspectos das soluções pós ensaios seguindo o planejamento fatorial..... 109

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Características dos lodos gerados em ETAs no Brasil que utilizam cloreto férrico como coagulante.....	27
Tabela 2	– Levantamento das características de processo (tipo de coagulante, capacidade e tipo de decantador), volume de lodo gerado e destinação final de lodo de algumas ETAs convencionais no Brasil.....	32
Tabela 3	– Quantidade de lodo adotado para confecção de produto sem prejudicar a qualidade final do material.....	44
Tabela 4	– Parâmetros analisados para caracterização do lodo bruto, métodos empregados e equipamentos utilizados.....	77
Tabela 5	– Condições experimentais para a reação de Fenton nos primeiros ensaios realizados.....	80
Tabela 6	– Condições experimentais preliminares para os experimentos “branco” (sem adição de H ₂ O ₂)	81
Tabela 7	– Condições experimentais preliminares para a reação de Fenton para o estudo preliminar 02.....	83
Tabela 8	– Condições experimentais preliminares para a reação de Fenton para o estudo preliminar 03.....	84
Tabela 9	– Descrição do Planejamento Fatorial 2 ³ , realizado nas soluções de AM concentrado 1.500 mg/L.....	85
Tabela 10	– Delineamento experimental para os ensaios Fenton realizados na maior concentração do AM (1.500 mg/L)	86
Tabela 11	– Condição experimental dos ensaios realizado na menor concentração do AM (50 mg/L)	86
Tabela 12	– Caracterização do LETA adotado na pesquisa como catalizador na reação de Fenton.....	88
Tabela 13	– Avaliação da DQO e absorvância (ABS) nos experimentos 1, 2 e 3.....	95
Tabela 14	– Avaliação da DQO e absorvância (ABS) nos experimentos 4, 5, 6 e 7.....	100
Tabela 15	– Avaliação da DQO e absorvância (ABS) nos experimentos 8, 9, 10 e 11....	105
Tabela 16	– Porcentagens de remoção de DQO nos experimentos realizados de acordo com a matriz planejamento fatorial (AM 1.500 mg/L)	106

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AM	Azul de metileno
APHA	American Public Health Association
BET	Brunauer, Emmett e Teller (área de superfície)
CEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CIP	Ciprofloxacina
COPAM	Conselho de Política Ambiental
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio incubada durante 5 dias
DNIT	Departamento Nacional de Infraestrutura de Transporte
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DRX	Difração de Raios X
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FLO	Floculan
FRX	Fluorescência de Raios X
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ISO	Organização Internacional para Padronização
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
LAQUA	Laboratório de Qualidade Ambiental
LETA	Lodo de estação de tratamento de água
LV	Lama Vermelha
MEV	microscopia eletrônica de varredura
NBR	Norma Brasileira
OH	Radical Hidroxila
PAC	Policloreto de alumínio
PET	Politereftalato de etileno
PF	Planejamento Fatorial
pH	Potencial Hidrogeniônico
pH _{pcz}	ponto de carga zero

POA	Processo Oxidativo Avançado
SA	Sulfato de alumínio
SIDRA	Sistema IBGE de Recuperação Automática
SST	Sólidos em Suspensão Totais
SSV	Sólidos em Suspensão Voláteis
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
TG	Termogravimetria
UFJF	Universidade Federal de Juiz de Fora
UTR	Unidade de Tratamento de Resíduos
UV	Ultravioleta

LISTA DE SÍMBOLOS

μm	Micrômetro
cm	Centímetro
g	Gramma
g/kg	Gramma por quilograma
g/L	Gramma por litro
kg	Quilograma
kg/ano	Quilograma por ano
kg/m	Quilograma por metro
kg/m ³	Quilograma por metro cúbico
kHz	Quilo-hertz
L	Litro
L/h	Litro por hora
L/s	Litros por segundo
m	Metro
m ³ /mês	Metros cúbicos por mês
mg/dm ³	Miligramma por decímetro cúbico
mg/kg	Miligramma por quilograma
mg/L	Miligramma por litro
MJ/kg	Megajoule por quilograma
mL	Mililitro
ml/g	Mililitro por grama
ml/L	Mililitro por litro
mM	Milimolar
mmol/L	Milimoles por litro
mol/L	Mol por litro
MPa	Megapascal
nm	Nanômetro
UNT	Unidades Nefelométricas de Turbidez
°C	Grau Celsius
Ton/ano	Tonelada por ano
UC	Unidade de Cor

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
1.1	OBJETIVOS	19
1.1.1	Objetivos específicos	19
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
2.1	RESÍDUOS GERADOS EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	20
2.1.1	Características e composição do LETA	24
2.1.2	Descrição e quantidade de lodo gerado nas ETAs no Brasil	29
2.1.3	Tipo de tratamento e destinação final	33
2.2	ESTUDOS DOS PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS (POA).....	46
2.2.1	Processo Fenton	49
2.2.1.1	<i>Fenton homogêneo</i>	50
2.2.1.2	<i>Fenton heterogêneo</i>	50
2.2.2	Processo foto-Fenton	51
2.2.3	Processo Fenton-like	52
2.2.4	Utilização dos Processos Oxidativos Avançados no tratamento de efluentes ...	52
2.2.5	Aplicações da reação de Fenton no tratamento de efluentes	58
2.2.6	Variáveis que podem interferir no tratamento com Fenton	63
2.2.7	Resíduos utilizados como catalisadores na reação de Fenton	65
3	METODOLOGIA	68
3.1	CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO E DO LETA.....	68
3.2	METODOLOGIA DO PROCESSO FENTON	77
3.2.1	Solução utilizada para avaliação dos tratamentos	77
3.2.2	Parâmetros analisados/Avaliação do desempenho	78
3.2.3	Condições do processo Fenton	79
3.2.4	Etapa exploratória	80
3.2.5	Estudo preliminar 01	81
3.2.6	Estudo preliminar 02	82
3.2.7	Estudo preliminar 03	83
3.3	PLANEJAMENTO FATORIAL	85
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	87
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO LODO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA (LETA).....	87
4.2	RESULTADOS DA ETAPA EXPLORATÓRIA E DOS ESTUDOS PRELIMINARES	89
4.2.1	Etapa exploratória	89
4.2.2	Estudo preliminar 01	91
4.2.3	Estudo preliminar 02	96
4.2.4	Estudo preliminar 03	101
4.3	RESULTADO DO PLANEJAMENTO FATORIAL.....	106
5	CONCLUSÃO	111
5.1	RECOMENDAÇÕES	111

REFERÊNCIAS..... 112

1 INTRODUÇÃO

Com o aumento da população urbana surge a demanda por serviços, produtos e bens, tendo como consequência o aumento da necessidade de água e a geração de resíduos. Estes, muitas vezes, são descartados inadequadamente, comprometendo o meio ambiente.

Sendo assim, a água é produzida em grande quantidade e com qualidade para suprir a necessidade da sociedade. Na Estação de Tratamento de Água (ETA) o processo consiste em transformar a água bruta em água potável. Segundo Ribeiro (2007), a seleção da técnica de tratamento a ser adotada varia de acordo com as características físicas, químicas e biológicas de cada água, que visa almejar os parâmetros de potabilidade obrigatórios, antes da água chegar ao consumidor.

A maioria das ETAs no Brasil utiliza o tratamento de ciclo completo, também chamado de tratamento convencional, que compreende os processos de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção. Desta forma, durante o processo de tratamento da água, são gerados lodos nos decantadores e na água de lavagem de filtros (WAGNER; PEDROSO, 2014). Esses lodos, que conforme a NBR 10.004/2004, são enquadrados como resíduos sólidos e, desta forma, devem ser tratados e dispostos de forma adequada, seguindo as recomendações legais.

No entanto, no Brasil, 67,5% (IBGE, 2010) desses lodos são descartados diretamente em rios sem nenhum tipo de tratamento, afetando a comunidade aquática e levando à degradação do corpo receptor. Assim, há necessidade de buscar formas de descarte ambientalmente corretas, que visem inclusive o reaproveitamento do lodo, diminuindo ou minimizando a poluição do meio.

Deste modo, várias formas de uso e reaproveitamento do lodo vêm sendo pesquisadas, tais como: disposição em solo ou aterro sanitário, lançamento em estação de tratamento de esgoto, produção de tijolo solo-cimento ou cerâmica, muda em viveiro, entre outras possibilidades (CORDEIRO, 2018; CRUZ, 2018; FERREIRA *et al.*, 2017; MARGUTI; FERREIRA FILHO; PIVELI, 2018; PETERLE *et al.*, 2018; SILVA; HEMSI, 2018).

Embora sejam alternativas interessantes para o reaproveitamento do lodo, cabe ressaltar que poderá ocorrer uma transferência do problema, não resolvendo o destino final do lodo, não tendo como utilizar todo o material ou prejudicando a qualidade final do produto no qual o lodo foi utilizado. O fato é que, apesar de possuir muitas possibilidades de uso, ainda há limitações técnicas, financeiras e de execução para que na operação das ETAs o lodo seja disposto de forma ambientalmente correta ou que façam o reaproveitamento deste material. Neste contexto, buscam-se outras possibilidades para o reaproveitamento do lodo de ETA.

Uma tecnologia que vem sendo muito utilizada no tratamento de efluentes são os Processos Oxidativos Avançados (POAs), uma técnica promissora para a degradação das substâncias pouco biodegradáveis, atuando através da geração de radicais hidroxila, que possuem um alto poder de oxidação de moléculas orgânicas.

Diante desse cenário, a reação de Fenton é uma das tecnologias utilizadas para a produção de radicais hidroxila. Esse tratamento se baseia no uso do peróxido de hidrogênio e do ferro II como catalisador. Assim, tem como hipótese que o lodo gerado em ETA que utiliza coagulante a base de ferro, poderá ser empregado como catalisador na reação de Fenton, devido a elevada concentração de ferro presente no mesmo. Portanto, na busca de uma destinação efetiva para o LETA, esse poderá atuar como fonte de ferro em reações Fenton, para a oxidação da matéria orgânica presente em efluentes e no próprio lodo.

1.1 OBJETIVOS

O objetivo desta pesquisa foi avaliar o uso do lodo do decantador de uma estação de tratamento de água, como fonte de ferro em reações do tipo Fenton, para redução de matéria orgânica e cor em meio aquoso.

1.1.1 Objetivos específicos

- a) Caracterizar o lodo de ETA de acordo com os parâmetros: sólidos totais e voláteis, teor de umidade, ferro total, ferro total dissolvido, Fe^{2+} , Fe^{3+} , demanda química de oxigênio (DQO), pH do ponto de carga zero e *E. Coli*.
- b) Avaliar a aplicação do lodo de estação de tratamento de água (LETA) em reações Fenton para redução de matéria orgânica e cor em meio aquoso utilizando o corante azul de metileno como molécula modelo.
- c) Otimizar as condições experimentais do processo Fenton para melhor performance na redução da DQO e cor.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesse capítulo serão abordados os principais temas que compõe essa pesquisa, visando a ampliação do conhecimento.

2.1 RESÍDUOS GERADOS EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

O destino final dos lodos produzidos nas ETAs se mostra preocupante pelos efeitos negativos gerados ao meio ambiente quando ele é descartado inadequadamente. Isso contribui para a poluição das águas e do solo, alterando as suas características.

No Brasil, em 2008, constavam 5.166 estações de tratamento de água em operação, sendo que 2.817 utilizam o processo convencional de tratamento. Em Minas Gerais, haviam 784 estações de tratamento de água, sendo que 612 realizavam o processo convencional de tratamento (IBGE, 2008).

Desta forma, verifica-se que a maioria das ETAs no Brasil utiliza o tratamento da água convencional, que consiste nas seguintes etapas: coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção. Nas primeiras etapas de coagulação e floculação, as impurezas contidas na água são aglutinadas, formando flocos que serão removidos na decantação e filtração. Para algumas ETAs, o processo de decantação é substituído pelo processo de flotação, que ocorre em uma única unidade, o flotor. O processo final de desinfecção inativa os microrganismos patogênicos para prevenir contaminações, sendo assim, o produto final, a água potável, chega ao consumidor com o padrão necessário para consumo (ARAÚJO; SILVEIRA, 2017; RODRIGUES, 2015; WAGNER; PEDROSO, 2014).

Assim, durante o tratamento da água, são gerados resíduos, denominados lodos, durante a lavagem dos filtros e nos decantadores ou flotores (ACHON; CORDEIRO, 2015). O lodo possui propriedades diversas, conforme, a tecnologia empregada no tratamento, as condições da água bruta, a quantidade e o tipo de produtos químicos utilizados e a gestão dos lodos. A forma de extração, o tempo de acúmulo e o modo de limpeza dos locais também são determinantes na sua caracterização (ACHON; CORDEIRO, 2013; ANDRADE; SILVA; OLIVEIRA, 2014).

Conforme a norma NBR 10.004 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004), os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água são considerados resíduos sólidos, classificados como classe II A, não perigosos - não inerte, sendo que eles não poderão ser lançados diretamente em corpo d'água sem nenhum tipo de tratamento adequado, por conferir consequências diretas ao meio ambiente e aos seres vivos que nele habitam.

Para a norma NBR ISO 14.001 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2015), o lodo de estação de tratamento de água (LETA) pode ser visto como componente de uma atividade, produção ou serviço de uma organização, sendo capaz de interagir com o meio ambiente, podendo causar modificações adversas ou benéficas, tendo como resultado o impacto ambiental.

A legislação ambiental para os lodos de ETA compreende leis de crimes ambientais (Lei 9.605/1998) e a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/2010), que estabelece crime o lançamento deste resíduo diretamente em corpos d'água. Portanto, de acordo com a Lei 12.305/2010, o LETA deve ser administrado com o objetivo da minimização e do tratamento, que comporta a redução, o reaproveitamento e a reciclagem (ACHON; CORDEIRO, 2013). Conforme a mesma lei, no capítulo II, inciso VII, a destinação final ambientalmente adequada compreende a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético, bem como outras destinações admitidas pelos órgãos competentes.

Segundo Richter (2001), a destinação final do lodo para o prestador do serviço é um processo que apresenta custos elevados e restrições ao meio ambiente. Com isso, as alternativas mais usadas para o descarte do material são: lançamento em cursos d'água, lançamento ao mar, lançamento na rede de esgoto sanitário, lagoas, aplicação ao solo e aterro sanitário.

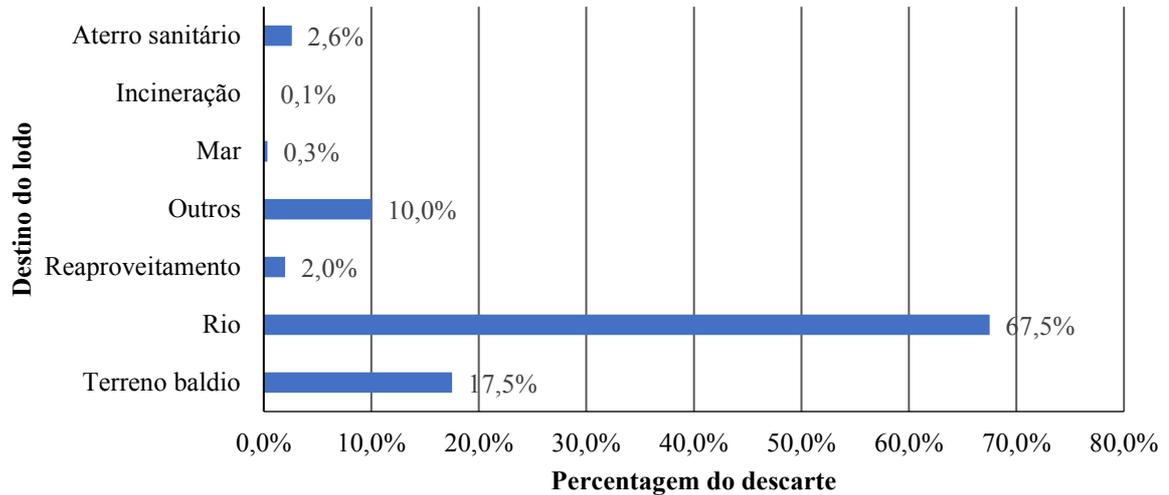
No Brasil, uma grande parte do LETA é descartada em rios sem nenhum tipo de tratamento, levando à degradação destes, com aumento da concentração de sólidos, assoreamento, mudança de cor e turbidez, inibição das atividades biológicas e aumento da concentração de alumínio, ferro e outros elementos; além disso, prejudica a saúde humana (WOLFF; SCHWABE; CONCEIÇÃO, 2015). Ademais, os produtos químicos utilizados nos processos podem conter principalmente compostos à base de alumínio, ferro, manganês e cromo, podendo contaminar os corpos receptores (ARAÚJO; SILVEIRA, 2017).

Conforme dados do IBGE (2010), os LETAs são lançados em diversos tipos de sistemas, nos quais a maioria é descartada nos rios de forma incorreta, infringindo leis ambientais de diversas áreas. Ainda segundo a pesquisa, o Brasil apresentava 5.564 municípios; destes, 2.098 apresentavam geração de lodo no processo de tratamento da água. A Figura 1, mostra que, no ano de 2010, 67,5% do lodo foi lançado em rios e apenas 2,0% foi reaproveitado.

Outra forma de disposição final do lodo, representada no gráfico da Figura 1 em 2010, seria em aterro sanitário, totalizando 2,6%. Para que este material seja descartado em aterros sanitários, é importante que tenha padrões e parâmetros adequados (sólidos totais, pH, carbono orgânico total e íons metálicos) não devendo ser classificado como resíduo perigoso, ou seja, não pode ser tóxico, corrosivo, inflamável, irritante, sensibilizador forte ou material que produz

calor ou pressão através da decomposição. Além disso, recomenda-se que em sua composição não tenham presença de líquidos livres (ANDRADE, 2005). Com isso, é preciso desidratá-lo para obter o teor de sólido entre 20% e 25% (RICHTER, 2001).

Figura 1 – Destino do lodo da ETA gerado no Brasil

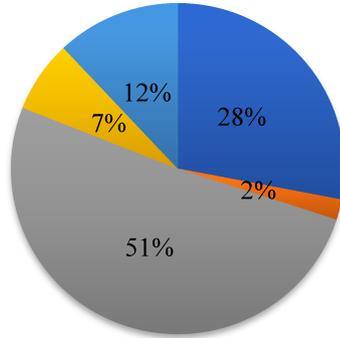


Fonte: IBGE, atualizado em 20/08/2010. Adaptado.

Com relação à disposição final do LETA na esfera internacional (Figura 2), verifica-se que a maior parte se encontra em aterro sanitário e no lançamento em sistema de esgoto. Contudo, ao analisar os países, tem-se: Holanda, com 51% do lodo estocados em lagoas e leitos de secagem, devido ao alto teor de arsênio presente nos solos e que chegam às águas superficiais (SOMBEKKE; KOPPERS, 1992); Reino Unido, com 52% da disposição em aterro sanitário (SIMPSON; BURGESS; COLEMAN, 2002); França, com 53% em outros destinos, entre eles, compostagem, lagoa e incorporação em materiais de construção civil (ADLER, 2002); e Estados Unidos, com 25% disposto no solo (CORNWELL; MUTTER; VANDERMEYDEN, 2000).

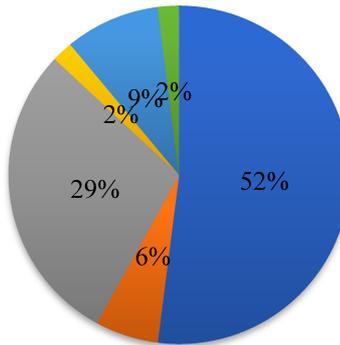
Figura 2 – Destino do lodo da ETA gerado na Holanda, Reino Unido, França e EUA

ETAs Holandesas



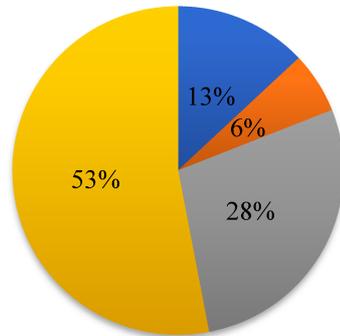
- Aterro sanitário
- Lagoas e leitos de secagem
- Agricultura
- Corpos d'água
- Lançamento em sistema de esgoto

ETAs Reino Unido



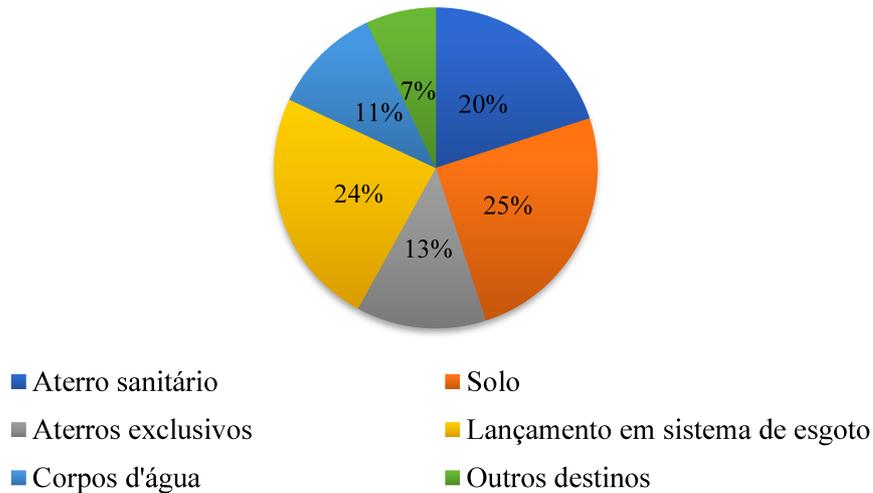
- Aterro sanitário
- Lançamento em sistema de esgoto
- Outros destinos
- Aterros exclusivos
- Corpos d'água
- Lagoas

ETAs Francesas



- Aterro sanitário
- Lançamento em sistema de esgoto
- Solo
- Outros destinos

ETAs Americanas



Fonte: Andrade (2005). Adaptado.

Encontrar uma forma de disposição final do LETA que seja economicamente viável e ambientalmente segura é um grande desafio a todos os países, em especial no Brasil, que ainda precisa ter conscientização ambiental (TSUTIYA; HIRATA, 2001). No entanto, vem-se avançando no assunto com discussões sobre a gestão dos lodos das ETAs e os usos benéficos dos mesmos, além disso, as divulgações das certificações com base nas normas ISO 9.001 e ISO 14.001 para os serviços de abastecimento de água, com soluções diversificadas e múltiplas (PAGANINI, 2009; WAGNER; PEDROSO, 2014).

Segundo Achon e Cordeiro (2013), o lançamento inadequado dos LETAs trazem riscos que devem ser avaliados pelas legislações vigentes, sendo que os responsáveis/gestores poderão ser punidos civil e criminalmente, conforme a Lei 9.605/1998.

Neste contexto, apesar das legislações estabelecerem crime ambiental, como pode ser verificado, o descarte do lodo direto em corpo hídrico é uma realidade no Brasil, conforme demonstrado na Figura 1.

2.1.1 Características e composição do LETA

O LETA, de modo geral, é composto por: água, sólidos em suspensão e dissolvidos da água bruta e produtos químicos aplicados no tratamento da água, sendo que as características variam com a natureza da água bruta, dos processos unitários e dos produtos químicos aplicados. As principais fontes da geração do lodo vêm do decantador e da água de lavagem dos filtros (RICHTER, 2001).

Durante o processo de tratamento da água são utilizados coagulantes que desestabilizam as partículas coloidais, gerando flocos que são removidos prioritariamente pela sedimentação. Geralmente, os coagulantes utilizados são os sais de alumínio e ferro, como sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$), cloreto férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), sulfato ferroso ($\text{FeSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) e policloreto de alumínio (PACl). Existem ainda os auxiliares de coagulação, sendo os polímeros (polieletrólitos) que podem ser catiônicos, aniônicos ou não iônicos e os coagulantes naturais como sementes de moringa, milho, substâncias da casca de caranguejo e taninos vegetais (HOPPER, 2004; RIBEIRO, 2007). Assim, de acordo com Tsutiya e Hirata (2001) e Rodrigues *et al.* (2011), de modo geral, as ETAs utilizam como coagulante sulfato de alumínio, sais a base de ferro e cloreto férrico.

A utilização desses coagulantes gera a formação de lodo, visto que, o uso de cloreto férrico, sulfato férrico e sulfato de alumínio em contato com a água, libera os íons metálicos trivalentes Fe^{+3} e Al^{+3} (RIBEIRO, 2007). Coagulantes à base de ferro ou alumínio presente no lodo têm características gelatinosas, oferecendo maior dificuldade de adensamento por gravidade, sendo preciso realizar o pré-condicionamento com o uso de polímeros orgânicos para desarranjar as estruturas do floco e proporcionar a união dos sólidos (PEREIRA, 2011).

Os lodos oriundos da coagulação com sais de ferro possuem as seguintes características: Sólidos Totais – 0,25 a 3,5%, Fe – 4,6 a 20,6%, Sólidos Voláteis – 5,1 a 14,1% e pH – 7,4 a 9,5; e os sulfatos de alumínio apresentam: Sólidos Totais – 0,1 a 4% , $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ – 15 a 40%, Inorgânicos – 35 a 37%, Matéria Orgânica – 15 a 25%, pH – 6 a 8, DBO – 30 a 300 mg/L, DQO – 30 a 5.000 mg/L (RICHTER, 2001).

Wagner (2015), ao caracterizar o lodo retirado da descarga dos decantadores de duas ETAs que utilizam coagulante à base de alumínio, coletado no período de inverno e verão, verificou diferenças consideráveis nos valores obtidos para os parâmetros analisados nos dois períodos do ano e nas duas ETAs. Isso porque o processo de remoção do resíduo é diferenciado nas duas estações; neste caso, uma ETA apresenta o processo contínuo de extração do lodo durante todo o período de operação e, na outra, a remoção do resíduo é manual.

Rodrigues e Holanda (2013) verificaram, através de análises por difração de raio X, que o principal mineral encontrado no lodo seco foi a caulinita. Com relação a análise granulométrica o lodo apresentou 35% de partículas na faixa do tamanho da argila ($< 2 \mu\text{m}$), 62% de silte ($2 \mu\text{m} \leq x < 63 \mu\text{m}$) e 3% de areia fina ($63 \mu\text{m} \leq x < 600 \mu\text{m}$). O lodo demonstrou alta perda ao fogo (24,5%), devido ao elevado teor de matéria orgânica. Na pesquisa de Fadanelli e Wiecheteck (2010), os resultados obtidos para distribuição granulométrica para o lodo da ETA estudada foram de 48,86% de areia, 32,82% de silte e 18,23% de argila.

Tafarel *et al.* (2016) avaliaram as propriedades do concreto com adição de diferentes teores de lodo (5 e 10%) em substituição parcial de agregado miúdo (areia) no estado endurecido do concreto convencional. Com os resultados do lodo incorporado à matriz de concreto os autores concluíram que a melhor dose de lodo deveria ser em 5%. Em comparação com o corpo de prova referência, a amostra com 5% de lodo apresentou pouca variação na resistência axial ao 7º dia e resistência à compressão ao 28º dia.

Os parâmetros utilizados nas caracterizações do lodo de ETA variam de acordo com a finalidade da destinação. Os critérios mais utilizados são: pH, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos sedimentáveis, alumínio, zinco, chumbo, cádmio, níquel, ferro, manganês, cobre, cromo, coliformes termotolerantes e ovos de helmintos (WAGNER, 2015). Sendo que, o teor do lodo do decantador encontra-se entre 0,1 a 3,5%, de acordo, com as características dos materiais obtidos da água bruta e método de remoção do lodo. No caso, para lodo proveniente de lagoa de secagem, geralmente o lodo poderá atingir de 10 a 15% de sólidos totais (AWWA, 1978a *apud* GUERRA, 2005).

As características físicas, químicas e biológicas são importantes para gestão dos lodos produzidos, pois são elementos variáveis para cada ETA, e, desta forma, é a análise destes elementos que determinará a seleção do sistema de tratamento, o tipo de impacto ambiental gerado e a disposição final do material, conforme descrito por Rodrigues (2015) e Paiva, Moreira e Soares (2016).

Portanto, a Tabela 1 apresenta as características dos lodos gerados em algumas ETAs no Brasil que utilizam como produto principal o coagulante cloreto férrico no processo de tratamento da água. Foi observada uma variação dos resultados, isso porque existe uma diversidade entre as ETAs, podendo ser a sua tipologia, o processo de tratamento e características da água bruta que chega à estação. Outra questão, é o local no qual a água foi coletada, se apresenta maiores ou menores quantidades de sólidos.

Tabela 1 – Características dos lodos gerados em ETAs no Brasil que utilizam cloreto férrico como coagulante

ETA	Amostra	pH	DQO (mg/ L)	DBO (mg/ L)	Sólidos (%)	Sólidos Totais (g/L)	Sólidos Totais Fixos (g/L)	Sólidos Totais Voláteis (g/L)	Sólidos Sedimen táveis (ml/L)	Ferro (Fe)	Matéri a Orgâni ca	Referências
ETA II, Rio Claro, SP ⁽¹⁾	Lagoa de secagem	8,3	3.235	159	3,8	43,57	36,56	7,01	700	52,0 mg/L	43.000 mg/dm ³	Guerra, 2005
Capim Fino, Piracicaba, SP ⁽²⁾	Decantador	8,3	345	35	0,48	4,80	3,90	0,90	320	5,0 mg/L	29.000 mg/dm ³	Guerra, 2005
ETA Cubatão, SP ^(3,4)	Centrifuga de desaguamento	7,2	-	-	-	-	-	-	-	15,3 mg/L	26 g/kg	Pereira, 2008; Montalvan, 2016
ETA da UFLA ⁽⁵⁾	Decantador	7,5	23.568	-	10,7	3,51	-	1,46	338	-	-	Rodrigues, 2015
***ETA da UFLA ⁽⁵⁾	Filtro	7,5	-	-	0,14	0,36	-	0,09	11,8	-	-	Rodrigues, 2015
Cafezal, PR ⁽⁶⁾	Decantador	5,5	55	3	15,7*	-	-	-	-	0,10 mg/L	31,59** g/kg	Silveira, Koga e Kuroda, 2013
****Paiol, Araraquara ^(7,8)	Tubo de descarga	10,6	558	-	-	5,07	3,88	1,20	825	299.500 mg/kg	-	Barbosa, 2000; Barbosa, Povinelli, Rocha <i>et al.</i> , 2000
*#Paiol, Araraquara ^(7,8)	Tubo de descarga	6,8	238	-	-	2,11	1,51	0,62	730	124.000 mg/kg	-	Barbosa, 2000; Barbosa, Povinelli, Rocha <i>et al.</i> , 2000;
Média		7,7	4.666	65,6	6,1	9,9	11,4	1,8	487,4	-	-	
Desvio Padrão	-	1,4	8.522	67,3	6,1	15,1	14,5	2,3	287,1	-	-	

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Legenda das abreviaturas: ETA – Estação de tratamento de água; pH – Potencial hidrogeniônico; DQO – Demanda química de oxigênio; DBO – Demanda bioquímica de oxigênio.

Nota: * após a drenagem, ** Gonçalves *et al.*, 2017 (lodo seco não destorroado). *** Para a ETA UFLA, pH e Sólido, o valor é a média ponderada dos valores obtidos em função da vazão dos filtros e do decantador. E para a DQO, o valor refere ao resíduo adensado. **** ETA Paiol: resultado coletado no período chuvoso. *# ETA Paiol: resultado coletado no período seco.

No estudo de Guerra (2005), as amostras de lodo foram obtidas de duas ETAs e ambas utilizam cloreto férrico como coagulante. A ETA, localizada no município de Rio Claro, estado de São Paulo, descarta o lodo em lagoas de secagem e, após seco entre 30 a 40 dias, o lodo em formato semelhante a torta seca são retirados das lagoas com auxílio de máquinas, e deixado na própria área da ETA. Já na ETA Capim Fino, localizada no município de Piracicaba, SP, o lodo segue para o rio; no entanto, está sendo construída uma Estação de Tratamento de Lodo na ETA. Os resíduos analisados no estudo mencionado serviram para verificar a viabilidade do descarte do lodo em aterro sanitário, misturado no solo para utilização como cobertura. A partir dos resultados, as melhores proporções foram avaliadas em termos do teor de carbono orgânico total e da quantidade média de carbono biodegradado, nos tratamentos testados (S70/L30, S50/L50, S30/L70 e L100, onde S=solo do aterro sanitário e L=lodo de ETA). Em ambas as ETAs a adição de 30% de lodo mostrou ser mais eficiente, porque houve menor produção de matéria orgânica.

A mesma avaliação aconteceu na pesquisa de Silveira, Koga e Kuroda (2013), porém, nesse caso foi verificada a presença de metais no lodo desidratado e a possibilidade de percolação quando o lodo foi disposto em aterro sanitário e exposto à umidade, o que pode provocar impactos negativos ao meio ambiente e comprometendo a decomposição dos lixiviados. Os autores certificaram que o lodo de ETA desidratado pode ser posto como cobertura de células em aterro sanitário, pois os metais presentes não foram disponibilizados quando em contato com a água.

Barbosa (2000), ao realizar a caracterização física e química do lodo constatou variações temporais nos períodos chuvoso e seco, sendo que, na estação de verão a qualidade da água bruta apresentou maiores acumulações de sólidos, levando ao aumento da dosagem de coagulante, como consequência, maior concentração de ferro total no lodo.

Os resíduos dos decantadores mostram alto teor de poluentes que podem prejudicar o corpo hídrico devido à presença de produtos químicos, microrganismos e materiais orgânicos (RIBEIRO, 2007). Logo, os gestores das ETAs devem verificar a forma de tratar o lodo antes de lançá-lo no corpo d'água ou em outro destino que possa causar impacto ambiental.

2.1.2 Descrição e quantidade de lodo gerado nas ETAs no Brasil

A ETA gera grande quantidade de lodos que depende: do volume de água tratada na estação, do processo utilizado, dos produtos químicos e das características da água bruta. Segundo Fadanelli e Wiecheteck (2010), o lodo do decantador apresenta a maior parte sólida removida do tratamento de água e a quantidade produzida depende das seguintes condições: tipo de captação, processo de tratamento de água utilizada, qualidade da água bruta, tipo de coagulante, sazonalidade e da qualidade final pretendida.

Segundo Oliveira e Rondon (2016), o que influencia o aumento do volume de lodo é a poluição e o assoreamento do manancial, sendo que, quanto mais deteriorado, maior será a quantidade de produto químico utilizado e, como consequência, maior a geração de lodo. Isso pôde ser constatado na pesquisa de Guerra (2005), que teve a adição do coagulante cloreto férrico alterada devido à qualidade da água bruta captada, pois, no período de estiagem, a água apresentava valores de cor e turbidez menores; assim, aplicou-se a concentração de 20 mg/L do mesmo coagulante e, no período chuvoso, de 70 mg/L, esse tratamento ocorreu na câmara de mistura rápida onde a água bruta chega.

Em período chuvoso, ocorre o aumento da quantidade de lodo devido ao transporte de partículas para os leitos dos rios pela chuva, causando aumento dos sólidos presentes na água e, diante disso, elevação da turbidez. A diferença da produção de sólidos entre o período de chuva e estiagem na pesquisa de Pereira, Gomes e Pereira (2012) foi de 40%.

Nascimento *et al.* (2017), também constataram que as condições climáticas influenciam a quantidade de lodo produzido pela estação. A pesquisa dos autores mostrou que nos meses de novembro a março (período chuvoso) houve um pico elevado de cor e turbidez, caracterizado pelo escoamento de sólidos para os mananciais onde a água bruta é coletada. Os autores calcularam a quantidade de lodo gerado na ETA de Itabirito, MG através de fórmulas empíricas, a fim de avaliar a melhor possibilidade de descarte do resíduo e concluíram que, para a ETA em questão, a melhor forma de disposição do lodo é o leito de secagem, visto ser operacional e economicamente mais adequado para o local, além de possuir espaço físico para a implantação na própria ETA.

Para Richter (2001), o volume de lodo representa 0,5 a 2% do volume de água tratada, porém, o resultado varia conforme o tipo de decantador e da frequência de limpeza. Os decantadores convencionais apresentam valores abaixo de 0,5% de perdas de lodo, no entanto, depende da frequência das descargas; já os decantadores laminares (alta taxa) possuem valores entre 0,5 a 2%. O tempo de permanência do lodo no decantador leva ao aumento da sua

concentração no tanque, tornando-se ofensivo ao meio ambiente caso seu descarte ocorra de maneira inadequada (OLIVEIRA; RONDON, 2016). Outros fatores que também podem ser considerados é o tipo de decantador, a forma e o período de limpeza. Decantadores com limpeza automática possuem concentrações menores de sólidos (CRUZ, 2018).

Os lodos gerados em decantadores do tipo convencional apresentam um teor de sólidos mais elevado. Isso porque a lavagem do decantador ocorre após um período mais longo; no caso da ETA São Carlos, é realizado mensalmente em período de chuva e a cada três meses em período seco. Já os lodos de decantadores de alta taxa possuem concentração menor de sólidos, pois o descarte é realizado diariamente (SOUZA; BARROSO; CORDEIRO, 2004). Na pesquisa de Silva (2015), a limpeza dos tanques de decantação da ETA estudada ocorre de forma bimestral ou conforme a necessidade operacional, sendo realizada manualmente por vários operadores.

A quantidade de lodo gerado na estação de tratamento de água pode ser estimada através de fórmulas empíricas, com levantamento de dados da qualidade da água e da dosagem de coagulante (JANUÁRIO; FERREIRA FILHO, 2007). Segundo Ribeiro (2007), vários autores elaboraram fórmulas empíricas para calcular a produção de sólidos secos, massa e volume de lodo. O cálculo pode estimar a geração do lodo através de parâmetros de projeto da ETA ou de dados de monitoramento de outras estações (RODRIGUES, 2015). A seguir são representadas as fórmulas empíricas pesquisadas pelos autores.

$$P = 1,5T + kD \quad (1)$$

$$P = 1,2T + 0,07C + kD + A \quad (2)$$

$$P = kD + 1,5T + A \quad (3)$$

$$P = 3,5T^{0,66} \quad (4)$$

$$P = 0,2C + 1,3T + kD \quad (5)$$

$$P = 2,88D + SS + A \quad (6)$$

$$P = 0,44DSA + 1,5T + A \quad (7)$$

$$P = 0,2C + K_1T + K_2D / 1000 \quad (8)$$

Onde:

- a) P = estimativa da produção de sólidos em matéria seca (gm^{-3} de água tratada);
- b) T = turbidez da água bruta (uT);
- c) D = dosagem do coagulante (mgL^{-1});
- d) A = outros aditivos, como carvão ativado em pó e polímero (mgL^{-1});
- e) C = cor da água bruta (uH);

- f) k (equação 1) = relação estequiométrica na formação do precipitado de hidróxido de sódio;
- g) k (equação 2) = coeficiente de precipitação: $k = 0,17$ (sulfato de alumínio líquido) e $k = 0,39$ (cloreto férrico líquido);
- h) SS = sólidos suspensos (mgL^{-1});
- i) DAS = dosagem de sulfato de alumínio (mg/L);
- j) $K_1 = 1,3$;
- k) $K_2 = 0,26$ (para uso do coagulante sulfato de alumínio).

Taboni Junior, Benatti e Tavares (2018) verificaram o gerenciamento do resíduo de uma ETA, em que se utilizam fórmulas empíricas para estimar a quantidade de lodo gerado mensalmente e constataram um volume de aproximadamente $30 \text{ m}^3/\text{mês}$. Após várias possibilidades levantadas, os autores concluíram que é necessária a implantação de um programa de gerenciamento e a minimização da geração do resíduo na estação com a possibilidade do tratamento no próprio local.

O volume do lodo calculado de modo adequado auxilia na análise de sua destinação mais compatível, em que demanda custos de transporte, volume disponível e caracterização de seus constituintes. Desta forma, viabiliza a melhor escolha para a destinação do lodo de maneira que não gere impacto ambiental ou com alteração mínima (LIVINALI *et al.*, 2018).

No levantamento bibliográfico de algumas ETAs de ciclo completo apresentado na Tabela 2, verificam-se o tipo de coagulantes utilizados, capacidade da ETA, volume de geração do lodo, tipo de tratamento/destinação do lodo e tipo de decantador utilizados em várias ETAs. Verifica-se grande diferença de volume de lodo gerado, que pode ser em função do tipo de coagulante, da capacidade de vazão e das características da água bruta que foi tratada. Além disso, há uma deficiência na maioria das estações pela falta de tratamento do lodo, isso demonstra que há necessidade de estudo sobre o destino deste material.

Tabela 2 – Levantamento das características de processo (tipo de coagulante, capacidade e tipo de decantador), volume de lodo gerado e destinação final de lodo de algumas ETAs convencionais no Brasil

ETA	Coagulante	Capacidade (L/s)	Volume anual lodo gerado (Kg/ano)	Lodo tratado	Tipo de decantador	Referência
ETA A, MS	PAC	1.000	381.408	Parcialmente*	Alta taxa	Oliveira; Rondon, 2016
ETA B, MS	PAC	500	674.583	Parcialmente*	Alta taxa	Oliveira; Rondon, 2016
Rio Manso	SA	3.500	121.080	UTR**	Convencional	Guimarães; Pádua, 2005
Itabirito	SA	120	171.900	Não tratado	Convencional	Ribeiro, 2007
UFLA	CF	9,4	4.896	Não tratado	Escoamento vertical	Rodrigues, 2015
Porto das Caixas	SA	260	181.620	Não tratado	-	Cruz, 2018
ETA 003 – TO	SA	100	75.040	Não tratado	Alta taxa	Paz <i>et al.</i> , 2018
Campo Mourão-PR	SA	180	11.364	Não tratado	Placas	Almeida; Carvalho; Passig, 2010
São Carlos, SP	SA	520	354.050	Não tratado	Convencional	Souza; Barroso; Cordeiro, 2004
Fonte Luminosa, SP	CF	600	197.100	Não tratado	Alta taxa	Souza; Barroso; Cordeiro, 2004
ETA-JF	FLO	620	912.726	Não tratado	Convencional	Pereira; Gomes; Pereira, 2012

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Legenda das abreviaturas: PAC: Policloreto de alumínio; SA: Sulfato de alumínio; CF: Cloreto Férrico; FLO: Flocculan; Utilizado $d=1.009 \text{ Kg/m}^3$ conversão de unidades; * Parcialmente: uma parte do lodo não é lançada *in natura* nos cursos d'água; **UTR – Unidade de Tratamento de Resíduos – composta por decantadores secundários, adensadores e lagoas de secagem do lodo.

2.1.3 Tipo de tratamento e destinação final

O tratamento do lodo de uma ETA deve ser realizado de forma a ter condições ambientalmente adequadas para o descarte. Conforme Rodrigues (2015), os processos de tratamento de lodo podem compor várias combinações de operações e tratamento unitário. Por exemplo, combinação do processo de adensamento e posterior incineração do resíduo.

A disposição final desejada do LETA está relacionada com suas características e o teor de sólido. Conforme o destino, deve-se utilizar o processo de secagem natural ou desaguamento mecânico (TSUTIYA; HIRATA, 2001). A diminuição do volume devido à remoção da água reduz o custo com tratamento, transporte e disposição final, além de facilitar o manuseio (RODRIGUES, 2015).

No Quadro 1 são expostos alguns tipos de tratamento para a destinação final de lodo de ETAs, sendo descritas suas vantagens, desvantagens e descrição do processo. Para ter um reaproveitamento do lodo, é necessário escolher o método levando em consideração a região, o transporte e o local onde será utilizado o mesmo.

Quadro 1 – Descrição dos processos de tratamento do lodo e suas respectivas vantagens e desvantagens

(continua)

Tipo de tratamento	Vantagem	Desvantagem	Descrição do processo	Referências
Adensamento / Desidratação	<ul style="list-style-type: none"> - Adensamento permite a remoção da umidade do lodo. - O adensamento mecânico e a desidratação por filtro prensa não exigem grandes áreas para implantação. - Não depende das condições climáticas da região. 	<ul style="list-style-type: none"> - Maiores custos devido aos equipamentos mecânicos. - Dificuldade de controlar a relação massa de polímero e massa de sólido. - Deve-se ter a dosagem certa para melhores resultados. - Eficiência e viabilidade técnica dos processos de adensamento e desidratação dependem dos seguintes fatores: condições de pré-condicionamento do lodo, carga de sólidos aplicada, condições operacionais dos equipamentos e tipo de material a ser adensado. 	<p>Os lodos desidratados apresentam redução do seu volume, conforme adição de polímeros:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Adição entre 2,4 e 10,26 g/kg: teor de sólido adensado por gravidade 3,5 a 4,73%. - Adição de 4,50 g/kg: teor de sólido por espessamento por flotação 7,10%. - Adição de 6 g/kg: teor de sólido por adensamento mecânico 3,06 a 3,79%. - Adição de 6 g/kg: teor de sólido por desidratação por filtro prensa de esteira 15,8 a 18,53%. 	<p>Lopes; Serra, 2016; Mendes; Ferreira Filho; Scian, 2001; Patrizzi; Reali; Cordeiro, 1999; Souza, 2001</p>
Incineração	<ul style="list-style-type: none"> - Redução de até 85% do peso e até 95% o volume. - Alternativa viável para lodos contaminados, como ferro e alumínio. - O método proporciona o uso do resíduo em cobertura para aterros e matéria-prima na construção. - Independe das características climáticas da região para o seu funcionamento. - A área de implantação é menor em comparação com o sistema de secagem natural. 	<ul style="list-style-type: none"> - Tratamento caro pois o incinerador deve reter os materiais particulados e gases nocivos. Podendo chegar no custo de R\$ 2.000,00 por tonelada de lodo desidratado. - Indicada para grandes volumes de resíduos com quantidade acima de 2.250 Ton/ano. - Custo alto de investimento em equipamentos para completar a secagem. - Dificuldade em manipular o lodo seco ou incinerado no local. 	<ul style="list-style-type: none"> - A incineração é um processo que destrói as substâncias orgânicas presentes no lodo através de combustão controlada de resíduos, aplicável a lodos previamente adensado, desaguados a um teor de sólidos mínimo de 25%. 	<p>Batista, 2015; Hoppen, 2004; Januário; Ferreira Filho, 2007; Margem, 2008; Paz, 2007; Revista TAE, 2013</p>

Quadro 1 – Descrição dos processos de tratamento do lodo e suas respectivas vantagens e desvantagens

(continuação)

Tipo de tratamento	Vantagem	Desvantagem	Descrição do processo	Referências
<p align="center">Disposição no solo degradado ou solos como adubo</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Eleva os teores de macronutrientes e o valor de pH do solo, baixas concentrações de chumbo (Pb) e aumento de manganês (Mn). - Adição do lodo: aumento de cálcio (Ca²⁺) 0,34 para 12,08 e magnésio (Mg²⁺) 0,10 para 0,46, para o tratamento com 200 mg/kg em 5 kg de solo. - O lodo possui elevada fertilidade pelo índice de saturação de bases cerca de 85%, apresenta diferentes afinidades por elementos metálicos. Aumento do teor de cobre (Cu), com absorção do capim pela raiz. - O lodo aplicado ao solo em diferentes volumes, não variou os teores de Cu e Pb. As concentrações de Ca²⁺ e Mg²⁺ aumentaram conforme quantidade de lodo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Altas concentrações podem causar a salinidade do solo. Para fins de recuperação, sua aplicação deve estar associada a um resíduo orgânico. - O lodo contribui para aumento da concentração de sólidos dissolvidos para o lençol freático. - Presença de metais pesados no lodo poderá limitar o solo. - Transporte do lodo até o local de intervenção poderá ser elevado. - As dosagens aplicadas suplantaram os limites das substâncias inorgânicas. - Taxa de aplicação do lodo da ETA não deve superar 2,5 kg/m, para controle do Mn. 	<ul style="list-style-type: none"> - No vaso polietileno de 6 kg, foi adicionado 5 kg de solo degradado, com tratamento de 100, 150 e 200 mg/kg de N e aplicação de lodo aos poucos por 15 dias. No final foi acrescentado 2 Mg/ha⁻¹ de calcário dolomítico. - Coletados solo latossolo vermelho-amarelo, trituradas e seco a sombra. Após adicionado lodo nas proporções: 0, 50, 100, 150 e 200%. Em saco de polietileno de 3L foi colocado ao fundo brita 0 e a mistura do solo-lodo. 	<p align="center"> <i>Botero et al., 2009;</i> <i>Ferreira et al., 2017</i> <i>Moreira et al., 2009;</i> <i>Oliveira et al., 2015;</i> <i>Paz, 2007;</i> <i>Teixeira; Melo; Silva, 2005;</i> </p>

Quadro 1 – Descrição dos processos de tratamento do lodo e suas respectivas vantagens e desvantagens

(continuação)

Tipo de tratamento	Vantagem	Desvantagem	Descrição do processo	Referências
<p>Lançamentos na rede de estação de tratamento de esgotos (ETE)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Eficiências de remoção de nitrogênio não foram influenciadas pela adição de lodo de ETA à ETE. Não causou impactos negativos significativos nos processos finais de tratamento da ETE. - Lançamento do lodo adensado a ETE não é prejudicial a sua funcionalidade, de acordo com o projeto da estação. - Para a DQO e nitrogênio não teve alterações significativas na ETE. - O lodo da ETA contribui na eficiência do tratamento da fase líquida na ETE. - Lodo de ETA de 2 g/L pode ser lançado no adensador por gravidade da ETE sem prejuízos. 	<ul style="list-style-type: none"> - Alteração da qualidade do tratamento de esgoto bruto. - Aumento da concentração de ferro no lodo da ETE. - Limite para o lançamento da ETA na ETE, se vale das condições de projeto. - Aumento da concentração da DBO, sólidos, fósforo (50% de aumento) e ferro totais (5 vezes maior). 	<ul style="list-style-type: none"> - O lodo do decantador é transportado para a ETE através de tubulações, que chega no processo inicial do tratamento na ETE. O método de tratamento da ETE é de lodos ativados convencionais, sendo constituído por duas fases: líquida e sólida. - Outro processo para se lançar o lodo em ETE, consiste em armazenar o lodo em sacos de geotecido e aguardar que ocorra o processo de desaguamento para que na sequencia através de caminhão pipa o material seja transportado para a ETE. 	<p>Marguti, 2012; Marguti; Ferreira Filho; Piveli, 2018 Peixoto, 2008; Pereira, 2011;</p>

Quadro 1 – Descrição dos processos de tratamento do lodo e suas respectivas vantagens e desvantagens

(continuação)

Tipo de tratamento	Vantagem	Desvantagem	Descrição do processo	Referências
Disposição em aterros sanitários	<ul style="list-style-type: none"> - Resultados dos ensaios de compressão simples mostraram, que a resistência não-drenada do lodo cresce exponencialmente com o teor de sólidos. A incorporação do lodo de ETA permite a manutenção do pH a valores próximos à faixa neutra. - Coeficiente de permeabilidade menor para traço de 1:0,5 (solo argiloso e lodo), o que retém o percolado. 	<ul style="list-style-type: none"> - Necessidade de secar bem o material e em grande escala. - Distância entre aterro e ETA, poderá ter um custo elevado. - Os custos de transporte e de disposição no aterro podem ser elevados. - Aterro quando projetado inadequadamente, pode gerar problemas ambientais, tais como: contaminação do lençol freático e do solo, pela lixiviação de materiais orgânicos e inorgânicos. 	<ul style="list-style-type: none"> - Secagem do lodo por um período de 15 dias para obter teor de sólido na faixa de 80%. - É preciso ter na ETA, o processo de adensamento, desaguardamento e secagem para o lodo atingir o teor de sólidos entre 20 a 25%. - Adição de 64% de Lodo, 14,7%, ocorreu aumento de Al, Fe, Mn, pH, sólidos totais, sólidos fixos totais. 	<p>Bidone; Silva; Marques, 2001; Gonçalves <i>et al.</i>, 2017; Paz, 2007; Silva; Hemi, 2018; Silveira; Koga; Kuroda, 2013</p>
Produção de materiais cerâmicos	<ul style="list-style-type: none"> - A reciclagem dos resíduos em cerâmicas estruturais pode ser tecnológica, econômica e ambientalmente atrativa. - Adição de 25% de resíduo na proporção de 5,82 milhões de Ton. de argila e 1,95 milhões de Ton. de lodo, em um ano totalizada 23,4 milhões de Ton. de lodo sem lançar no meio ambiente. - A porcentagem de 4% de adição de lodo não prejudicaria a função estrutural do produto. - O material com 64% argila caulim, 16% sílica de casca de arroz e 20% lodo, tiveram bons resultados na propriedade termomecânicas. 	<ul style="list-style-type: none"> - A amostra de controle contendo apenas lodo de ETA, apresentou fissuração e flexão a 950 e 1050°C. - Variações foram observadas no teste de resistência à flexão; - Aumento da fase cristalina de mulita. - Traço de 50% de sílica e 50% de lodo teve problemas de falta de estabilidade microestrutural e degradação espontânea. 	<ul style="list-style-type: none"> - O lodo é seco em estufa por 24 horas, na sequência destorramento manual e pesagem. Para a argila, destorramento manual, peneiramento e pesagem. Foram preparadas 6 amostras, sendo a 1ª com 100% de argila e o restante com adição de lodo nas seguintes proporções: 4, 8, 12, 16 e 20%. Para etapa de produção do tijolo fez-se: adensamento, moldagem dos tijolos, repouso por 24 horas na temperatura ambiente, estufa a 100°C por 24 horas, após seco leva-se a mufla por 3 horas a 900°C para queima. 	<p>Gomes <i>et al.</i>, 2014; Oliveira, 2017; Petterle <i>et al.</i>, 2018; Wolff; Schwabe; Conceição, 2015</p>

Quadro 1 – Descrição dos processos de tratamento do lodo e suas respectivas vantagens e desvantagens

(continuação)

Tipo de tratamento	Vantagem	Desvantagem	Descrição do processo	Referências
Produção de tijolo solo-cimento	<ul style="list-style-type: none"> - Deve ser utilizado de 3 a 5% de resíduos de ETA, apesar de pequena a quantidade ajuda na diminuição de volume descartado de forma incorreta. - Incorporação de resíduo (lodo) a 900°C e lodo seco, o material apresenta resistência e absorção para o tijolo solo-cimento. - Baixo custo e elevada durabilidade em consequência de uma menor permeabilidade. - Proporciona conforto térmico na construção. 	<ul style="list-style-type: none"> - Limite de liquidez do resíduo superior à norma, o material sozinho não pode ser utilizado para a confecção do tijolo solo-cimento. Resistência a compressão não foi atingido. - Reuso do lodo de ETA é limitado na quantidade. - Traço com porcentagem acima de 7,5% não apresenta consistência mínima para formação de bloco na prensa manual. 	<ul style="list-style-type: none"> - Materiais utilizados para a fabricação do tijolo: solo, cimento, cal incorporando de 3, 5, 8 e 10% de lodo. Para a fabricação utilizou a prensa manual. Foi misturado todo o material até se torna uma mistura homogênea e posteriormente adicionada água. Levou-se para a prensa e depois levado para o pátio para cura. - A quantidade de cimento, cal e areia foram o mesmo 10, 6 e 40%, o que varia é lodo (3, 5, 8 e 10%) e solo (41, 39, 36 e 34%). 	<p>Cordeiro, 2018; Holanda, 2013; Martins <i>et al.</i>, 2016; Rodrigues; Rodrigues, 2015; Silva, 2009</p>
Incorporação do lodo em painel de madeira	<ul style="list-style-type: none"> - Para densidade média (551 a 750 kg/m³) a amostra com adição de 20 e 30% ficaram próximas da média. - A absorção de água os resultados encontrados estão de acordo com os apresentados em literatura. - Inchamento de espessura 6: amostras se enquadraram na norma, menor que 8% em 2h. - O melhor tratamento foi para painel com adição de 30% de lodo e 16% de resina de ureia formaldeído. 	<ul style="list-style-type: none"> - Densidade abaixo da norma. - Teor de umidade acima do resultado em comparação com a norma. Inchamento em espessura. - Perfil irregular da superfície, algumas partículas se encontram com fibras rompidas. 	<ul style="list-style-type: none"> - O lodo seco passou por um moinho de rolo para uniformizar e reduzir o tamanho das partículas. - Os resíduos extraídos do corte das madeiras, foram triturados para reduzir as partículas. - Misturado manualmente o resíduo de madeira, a resina, o catalisador, a emulsão de parafina e o lodo. A mistura foi colocada num molde e foi pré-prensagem e após prensado a quente com temperatura de 110°C e pressão aproximadamente 150 kgf/cm², por 20 minutos e deixado na temperatura ambiente. 	<p>Silva <i>et al.</i>, 2014; Silva <i>et al.</i>, 2015; Silva, 2015</p>

Quadro 1 – Descrição dos processos de tratamento do lodo e suas respectivas vantagens e desvantagens

(continuação)

Tipo de tratamento	Vantagem	Desvantagem	Descrição do processo	Referências
<p align="center">Produção de geopolímeros</p>	<ul style="list-style-type: none"> - O lodo de ETA calcinado apresenta potencial de ser utilizado como matéria-prima na produção cimento geopolimérico. Apresenta comportamento de um material ligante. - Resistência a compressão: para substituição 25% de lodo e 75% metacaulim, teve 33,25 Mpa e para adição 15% de lodo e 100% de metacaulim, atingindo 52,46 MPa, valor mínimo de 20 MPa para obra. - Resistência à flexão: para substituição 10% de lodo teve 7,31 MPa e para adição 10% de lodo teve 10,37 MPa, ambas acima obtiveram maior valor das amostras. Valor maior que 2 MPa para uma argamassa convencional. - O geopolímero preparado com 10% de lodo calcinado em substituição ao precursor (cinzas volantes), alcançou resistência à compressão >50 MPa aos 28 dias. - O lodo calcinado a 750°C por 4h ou 6h é uma matéria-prima adequada para a produção de geopolímeros. 	<ul style="list-style-type: none"> - Após a desmoldagem, a referida amostra exibiu diversas microfissuras, relacionadas provavelmente à retração do material. Apresentou baixa resistência mecânica e teve o surgimento de eflorescência. Com relação a trabalhabilidade a redução. - Porosidade influência na resistência mecânica. Observou no geopolímero o surgimento de eflorescência quando esse era exposto à umidade. - O lodo calcinado a 750°C por 4h o custo produtivo é inferior. 	<ul style="list-style-type: none"> - O material foi seco em estufa a 100°C durante 24 horas. Após a secagem foi levado ao moinho durante 7 min. com uma rotação de 380rpm. O pó gerado do lodo foi substituído de modo parcial no metacaulim, nas seguintes porcentagens: 10, 15, 20, 25 e 30%. E em outro processo, o metacaulim é mantido constante e o lodo é adicionado nas porcentagens de 10, 15 e 20%. - Primeiramente o silicato de sódio e o hidróxido de sódio foram colocados no agitador mecânico e misturados a 100rpm por 5 min. Em seguida, adicionou-se o metacaulim e o lodo em pó, misturando a 100rpm por 5 min. e no final adicionado areia e misturado. Os corpos de prova produzidos, foram levados a estufa durante 24 horas a temperatura de 40°C e depois deixado em temperatura ambiente. 	<p align="center">Rossetto <i>et al.</i>, 2018; Santos; Manzato; Melo Filho, 2016; Santos; Melo Filho; Manzato, 2018</p>

Quadro 1 – Descrição dos processos de tratamento do lodo e suas respectivas vantagens e desvantagens

(continuação)

Tipo de tratamento	Vantagem	Desvantagem	Descrição do processo	Referências
Substituição parcial de cimento Portland	<ul style="list-style-type: none"> - Utilização de 15% de lodo e 7,5% de calcário, tem-se uma economia de 38,4% em cimento. - Traço de 1:1,84:3,06:0,15 (cimento, areia fina, brita 1 e lodo) teor de lodo 5%, que melhor apresentou resistência. O mesmo resultado para substituição parcial da areia por lodo no teor de 3%. - Redução do consumo de cimento, cerca de 2%, na medida em que aumento do teor de lodo entre 0 a 7%. 	<ul style="list-style-type: none"> - Uso de lodo com concentração muito baixa ou muito alto, requer adição de aditivos tendo desvantagens econômicas. - Resistência à compressão menor que da amostra de referência. - Presença de altas concentrações de matéria orgânica, antracito, carvão ativado, metais pesados, etc. 	<p>- A dosagem do material seguiu a relação aglomerante/agregado, sendo o traço de 1:5 com teor de argamassa de 49%, tendo a proporção de 1:1,6:3,4 de cimento, areia e brita, e a relação de água/cimento de 0,53. O lodo foi acrescentada nas seguintes proporções: 0, 3, 5, 7.5 e 10%.</p>	<p>Hagemann <i>et al.</i>, 2019; Hoppen <i>et al.</i>, 2003; Perini <i>et al.</i>, 2016; Rodrigues <i>et al.</i>, 2011</p>
Revestimento rodoviário / materiais de concreto	<ul style="list-style-type: none"> - As misturas dos solos com o lodo de ETA podem ser utilizadas na camada de subleito de um pavimento. - Contribui na redução do impacto ambiental gerado pela disposição deste resíduo no meio ambiente. - Adição do lodo em teores de até 5% é viável na fabricação de peças de concreto para pavimento intertravado. Com essa quantidade de adição não apresenta diferença significativa na resistência axial em relação à amostra de referência. 	<ul style="list-style-type: none"> - Resistência à penetração das misturas solo-lodo são menores que a dos solos. - A mistura de solo-resíduo apresentou retenção de metais pesados. - Redução na resistência à compressão, resistência à tração na flexão e índices de vazios, conforme o aumento do teor de lodo adicionado. Com adição de 10% a redução da resistência à compressão, quanto maior adição de lodo maior será a absorção de água. 	<p>- A dosagem para o concreto com resistência de 15Mpa e abatimento de 10mm, foi no traço de 1:1,69:2,89:0,5 (cimento: agregado miúdo: agregado graúdo: relação água/cimento). O lodo foi adicionado úmido nas porcentagens de 0, 5 e 10%. Todo o material foi misturado e confeccionou corpos de prova, que foi desmoldado após 24 horas e a cura realizado em câmara úmida.</p>	<p>Coelho <i>et al.</i>, 2015; Fernandez <i>et al.</i>, 2018; Machado; Pires; Pereira, 2007; Tafarel <i>et al.</i>, 2016</p>

Quadro 1 – Descrição dos processos de tratamento do lodo e suas respectivas vantagens e desvantagens

(continuação)

Tipo de tratamento	Vantagem	Desvantagem	Descrição do processo	Referências
Muda em viveiro	<ul style="list-style-type: none"> - 84 a 100% de vegetação sobreviveram com a adição do lodo no substrato. - A substituição de terra por lodo não interfere no desenvolvimento radicular. A relação da altura da parte aérea/diâmetro do coletor, com 75% de lodo e 25% de substrato apresentou maior desenvolvimento em altura. - Substrato com 100% de lodo apresentou maior crescimento na altura das mudas. - Resultado para o comprimento da raiz para a amostra com 50% de solo, 10% de esterco e 40% lodo, foi maior em comparação com as outras porcentagens. 	<ul style="list-style-type: none"> - Lodo com adição de 75 e 25% de substrato, existe mudança de coloração na vegetação, menor teor de clorofila e maior quantidade média de biomassa total. - Para a maioria das espécies a taxa de crescimento tende a diminuir com o tempo. - O custo de transporte poderá ser alto se o viveiro for distante da ETA. 	<ul style="list-style-type: none"> - Para o preparo, o lodo seco foi fragmentado e peneirado, para obter partículas menores. Posteriormente foram misturas com a terra, o substrato (comercial ou natural) e lodo. Após o preparo, colocou-se manualmente nos sacos de polietileno a mistura e foi realizado irrigação diária para receber as sementes. As misturas passaram por diferentes tratamentos com adições diferentes de lodo. 	<p>Augusto, 2016; Cruz, 2018; Ferreira <i>et al.</i>, 2018; Neto, 2011; Rocha <i>et al.</i>, 2015</p>

Quadro 1 – Descrição dos processos de tratamento do lodo e suas respectivas vantagens e desvantagens

(conclusão)

Tipo de tratamento	Vantagem	Desvantagem	Descrição do processo	Referências
Concreto asfáltico	<ul style="list-style-type: none"> - Perda de água e matéria orgânica, com calcinação acima de 500°C no tempo de 45 min. - Ensaio de adesividade mostrou-se satisfatório a norma. - Adição de 10, 20, 30 e 40% de lodo, melhores resultados para adição de até 20%. - Resistência a tração 75% de lodo e 25% de cimento teve 1 Mpa. - Substituição de cimento pelo lodo proporcionou ganho de resistência mecânica no CBUQ produzido. 	<ul style="list-style-type: none"> - Para o lodo seco ao ar ou a 100°C, não foi satisfatório, ocorreu reação da matéria orgânica com o asfalto gerou efeito espuma, apresentando envelhecimento a curto prazo. - Menor viscosidade nas temp. de 150 e 177°C, com adição de 15% de lodo (seco ao ar). - A temp. de 500 a 800°C apresenta menor valor de penetração. - Cuidado para não enrijecer muito a mistura com o lodo, se a camada do revestimento for fina, este não absorver a carga e terá trincas. 	<ul style="list-style-type: none"> - Adição de 15% (lodo) e 85% (ligante asfáltico) na condição do lodo seco ao ar e calcinados a temp. de 200, 300, 500 e 800°C. - Adição de 20% (lodo) e 80% (ligante asfáltico) para condição de via úmida. - Foram utilizados os seguintes materiais: ligante asfáltico, lodos de ETA e de ETE, cal hidratada. Agregados graúdo e miúdo. As amostras de ETA e de ETE foram secas ao ar, durante 15 dias e depois calcinados em mufla nas temp. de 200, 300, 500 e 800°C, por 45 min. 	Martinez, 2014; Martinez, 2017; Silva, 2008
Biomassa para geração de energia	<ul style="list-style-type: none"> - Quanto maior a quantidade de C e H melhor a capacidade de liberar energia. - Perda de fogo: Tanino apresentou resultado de 38%, maior quantidade de matéria orgânica. O poder calorífico inferior 4,41 MJ/kg e o poder calorífico superior 4,55 MJ/kg para Tanino maior que os outros. - Melhor resultado com adição de 70% de PAC, 30% casca de arroz e 46,67% perda de fogo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Os valores de poder calorífico inferior e superior, dos coagulantes são considerados a baixos de outros materiais (madeira, bagaço de cana, ETE). - As cinzas geradas deverão ser encaminhadas a um destino final adequado. - O Tanino gera uma menor quantidade de lodo do que o SA. 	<ul style="list-style-type: none"> - Lodo com coagulante de Tanino teve quantidade de carbono (C) de $\approx 14,54\%$, enquanto que Sulfato de alumínio (SA) $\approx 5\%$ e polialumínio cloreto (PAC) 6,41%. Para a hidrogênio (H), Tanino $\approx 2,44\%$, PAC 2,31% e SA 2,05%. - Para nitrogênio: Tanino 1,37%, SA 0,5% e 0,67% PAC. E para enxofre, Tanino 0,22%, SA 0,25% e PAC 0,26%. 	Moraes, 2018

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Além dessas possibilidades apresentadas no Quadro 1, existem outras diversas formas de tratamento e utilização do lodo, a saber: recuperação do sulfato de alumínio, remoção de fósforo em efluente de estação de tratamento de esgoto (ETE), incorporação de materiais da construção civil (PAIVA; MOREIRA; SOARES, 2016), recirculação da água de lavagem de filtro, lançamentos em lagoas como tratamento, disposição em leito de secagem e utilização de manta geotêxtil (RIBEIRO, 2007).

Dentre as alternativas destacadas, é observado que existem vários caminhos para utilizar o lodo: com custo maior, a incineração, por exemplo, que deve levar em consideração estudo econômico (PAGANINI, 2009) e que custava em torno de R\$ 2.000 por tonelada de lodo desidratado (JANUÁRIO; FERREIRA FILHO, 2007); ou com menor custo, como o lançamento em Estação de Tratamento de Esgoto ou aterro sanitário (PAIVA; MOREIRA; SOARES, 2016), bem como o uso como complemento/matéria-prima de outros materiais em planta de viveiro e confecção de materiais para a construção civil (PAIVA; MOREIRA; SOARES, 2016), adicionalmente essas alternativas podem gerar renda (NETO, 2011).

O que não seria recomendado é a disposição em solo, pois compromete a fertilidade e, em altas concentrações, poderá causar a salinização do solo (TEIXEIRA; MELO; SILVA, 2005). Sendo um solo que visa à produção agrícola, poderá ocorrer absorção dos metais pelas plantas (TSUTIYA; HIRATA, 2001), que ocorre devido à presença de fósforo no solo, que poderá reagir com cálcio, ferro ou alumínio, formando compostos não assimiláveis pelas plantas (NUNES, 2016). Conforme a pesquisa de Tavares *et al.* (2019), que avaliou o nível de fitotoxicidade do lodo de ETA na germinação de sementes de alface, constatou-se que, antes do tratamento por vermicompostagem, a germinação se encontrava na faixa de 20 a 30% e, após o tratamento, entre 80 e 90%. A germinação das sementes foi reduzida proporcionalmente ao aumento nas concentrações de alumínio presente no elutriado.

Sendo assim, o lodo com a presença de alumínio, uma vez lançado ao solo, poderá ter como efeito para a vegetação a redução do crescimento radicular e a diminuição da capacidade de obter água e nutrientes do subsolo (MIGUEL *et al.*, 2010).

Segundo Tsutiya e Hirata (2001), a disposição do lodo de ETA em ETE apresenta efeitos positivos de controle de sulfeto de hidrogênio (H₂S), aumenta a eficiência dos decantadores primários e da remoção de fósforo, que geralmente são vistos, quando lodos que contêm alumínio ou ferro são lançados em ETES. Ainda conforme os mesmos autores, quando a descarga do lodo de ETA acontece em valores menores que 150 a 200 mg/L (lodo de ETA), efeitos negativos ao processo biológico não são observados. Com relação à fabricação de

tijolos, a principal vantagem está relacionada com o aumento da vida útil das jazidas naturais de argilas e xisto.

Desta forma, deve-se ter cuidado com a quantidade de lodo adicionada ao produto para não prejudicar a qualidade técnica, conforme demonstrado na Tabela 3. Qualquer que seja o destino final do lodo, deve-se analisar a região, a quantidade de volume do lodo gerado e a alternativa que cause menos impacto.

Na Tabela 3, verifica-se a porcentagem adequada da adição do lodo sem prejudicar a qualidade final do produto, conforme as pesquisas de vários autores, sendo listado o tipo de tratamento utilizado antes e o volume de massa de lodo utilizado para a fabricação do produto, bem como a quantidade de material produzida a partir de 10.000 g do lodo, valor esse, estimado de volume, para cálculo da quantidade de materiais que poderão ser produzidos.

Tabela 3 – Quantidade de lodo adotado para confecção de produto sem prejudicar a qualidade final do material

(continua)

Tipo de uso	% de lodo utilizado sem causar danos	Pré-tratamento necessário	Massa utilizada de lodo para uma unidade fabricada (g)	Peso do produto final (g)	Quantidade de produção para 10.000g de lodo	Referências bibliográficas
Produção de cerâmica	Até 10%	Homogeneização, moagem, moldagem, secagem e queima	185	1846	54	Dias <i>et al.</i> , 2008
Bloco de cimento	Até 5%	Secagem a 103-105°C, por 3 dias	477	9490	21	Santos, 2011
Argamassa	3%	Calcinação a 1000°C ou seco em estufa a 105°C	75	3773	133	Santos, 2018
Produção de Tijolo solo-cimento	5%	Secagem em estufa a 110°C, por 48h	135	3000*	75	Cordeiro, 2018
Produção de substrato em planta	Até 50%	Secagem em estufa a 70°C, por 72h	140**	280	71	Rocha; Souza; Queiroz <i>et al.</i> , 2015

Tabela 3 – Quantidade de lodo adotado para confecção de produto sem prejudicar a qualidade final do material

(conclusão)

Tipo de uso	% de lodo utilizado sem causar danos	Pré-tratamento necessário	Massa utilizada de lodo para uma unidade fabricada (g)	Peso do produto final (g)	Quantidade de produção para 10.000g de lodo	Referências bibliográficas
Incorporação em madeira	Até 30%	Seco e moído em moinho de rolo	2845	10924	4	Silva; Silva; Nishi <i>et al.</i> , 2015
Produção de piso intertravado	Até 5%	Lagoa de secagem, destorado e triturado	125	2500	80	Araújo, 2017

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Nota: * Peso dos componentes: solo, cimento e lodo / ** saco de 8x12 cm

Como pode ser apreendido na Tabela 3, a porcentagem de utilização do lodo varia, conforme o tipo de uso, com concentração que poderá chegar até 50% e devendo ter um pré-tratamento antes da aplicação.

Percebe-se que, dentre as alternativas listadas, para as duas maiores concentrações, por exemplo, produção em substrato para planta, o volume final do lodo aplicado como adubo varia em função do saco plástico, da sementeira ou do vaso (FERREIRA *et al.*, 2018; NETO, 2011; OLIVEIRA, 2015). E para a incorporação em madeira, a dimensão do painel irá influenciar a quantidade de lodo, conforme especificado na pesquisa de Silva (2015): um painel de 102 x 102 x 1,5 cm representou 30% de lodo, sendo inserido 2.845 g do resíduo, e um painel de 55 x 55 x 1,5 cm com 20% de lodo teve inserido 535 g do resíduo.

Nos estudos de Santos (2011) e Hoppen *et al.* (2005), ambos utilizaram o lodo na matriz de concreto para a fabricação de artefatos de concreto. Eles executaram ensaios nos produtos finais a fim de atestar a qualidade e a melhor proporção do traço. Concluíram que o ideal para a quantidade de lodo é de até 5%; acima disso, sua utilização se torna limitante.

Na pesquisa de Araújo (2017) e Fernandez *et al.* (2018), ambos realizaram testes para verificar a influência de diferentes percentuais de lodo (até 25%) na fabricação de piso intertravado. A pesquisa de Fernandez *et al.* (2018) verificou que o lodo seco obteve melhor

trabalhabilidade em comparação ao lodo úmido. Os dois autores atestaram que a melhor porcentagem de lodo a ser adicionada ao produto foi de 5%.

Sendo assim, a incorporação do LETA em materiais se torna uma opção de destinação final do lodo sem prejudicar o meio ambiente. Porém, existem limitações na quantidade de lodo que poderá ser reaproveitado. Assim, buscam-se opções para o uso do LETA, que sejam atrativas ambientalmente, economicamente e socialmente.

Uma linha de pesquisa que vêm sendo explorada é a utilização de materiais alternativos, para serem utilizados como catalisadores em alguns tipos de Processos Oxidativos Avançado, como será exposto no próximo tópico.

2.2 ESTUDOS DOS PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS (POA)

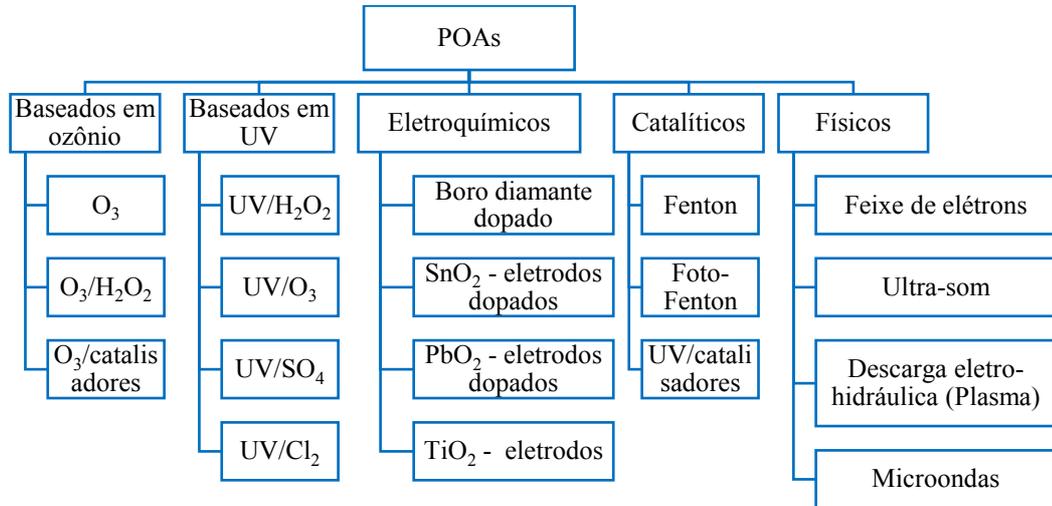
A necessidade de reduzir a carga orgânica dos efluentes e preservar os recursos naturais e a saúde humana resulta em normas e legislações ambientais mais rigorosas para o controle das ações que venham a prejudicar o meio ambiente.

A maioria deste problema deriva do processo industrial, no qual existe uma grande geração de efluentes líquidos, sólidos e gasosos, que são descartados muitas vezes sem o tratamento adequado na natureza, tendo como consequência a poluição de rios, solo e ar. Com isso, tem-se buscado novas tecnologias que possam auxiliar a gestão de tais efluentes, tornando as atividades mais sustentáveis.

No contexto de técnicas avançadas, destacam-se os Processos Oxidativos Avançados (POAs) que, a partir da década de 1990, vêm sendo cada vez mais estudados/aplicados na degradação das substâncias pouco biodegradáveis presentes em efluentes líquidos ou gasosos. Os POAs se apresentam como uma tecnologia eficiente para o tratamento de efluentes, visto que, nestes processos, as moléculas orgânicas podem ser mineralizadas e não somente transferidas para outra fase, como ocorre nos processos de adsorção, filtração por membranas e coagulação/ floculação (LUCENA; ROCHA, 2015; MARTINS, 2017).

As tecnologias empregadas nos POAs envolvem métodos diversificados de ativação e geração de oxidantes, podendo utilizar diferentes mecanismos para a degradação orgânica. A Figura 3 representa os diferentes sistemas de POAs (MIKLOS *et al.*, 2018).

Figura 3 – Diversas classificações dos POAs



Fonte: Miklos *et al.* (2018). Adaptado.

Legenda das abreviaturas: O₃ – Ozônio; H₂O₂ – Peróxido de hidrogênio; UV – Ultravioleta; SO₄ – Sulfato; Cl₂ – Dicloro; SnO₂ – Dióxido de estanho; PbO₂ – Óxido de chumbo; TiO₂ – Dióxido de titânio.

Os POAs são processos caracterizados pela geração de radicais hidroxila *in situ*, que são altamente reativos por apresentarem elevado potencial de redução, sendo capazes de degradar rapidamente inúmeros compostos resultando na degradação parcial ou mineralização dos contaminantes orgânicos, o que causa redução do conteúdo orgânico e/ou melhoria de sua biodegradabilidade (TARR, 2003).

Os radicais hidroxila, podem ser gerados pela combinação de oxidantes fortes, como ozônio e peróxido de hidrogênio, através de catalisadores, como íons metálicos ou fotocatalisadores e irradiação, como ultravioleta, ultrassom e feixe de elétrons. Na presença de catalisadores sólidos, os processos são chamados heterogêneos, e sem a presença de catalisadores sólidos, são denominados de homogêneos (PASQUALINI, 2010). O Quadro 2 exemplifica alguns dos POAs com ou sem radiação ultravioleta (UV).

Quadro 2 - Tipos de processos oxidativos avançados com e sem radiação

Sistema	Com radiação	Sem radiação
Homogêneo	O ₃ / H ₂ O ₂ / UV	-
	O ₃ / UV	O ₃ / H ₂ O ₂
	H ₂ O ₂ / UV	Fe(II) / H ₂ O ₂ Fenton
	Fe(II)(aq) / H ₂ O ₂ / UV	-
Heterogêneo	Catalisador sólido (Ex.: TiO ₂) / UV - Fotocatálise	Catalisador sólido / H ₂ O ₂
	Catalisador sólido / H ₂ O ₂ / UV	

Fonte: Amorim (2007).

Conforme Bottrel (2012), os radicais hidroxila têm capacidade de redução muito elevada, agem de forma não seletiva e ajudam na degradação de vários poluentes tóxicos e recalcitrantes, independentemente da presença de outros compostos e em tempos relativamente curtos. São considerados processos limpos devido ao fato de eliminarem os contaminantes, o que não ocorre em alguns dos processos convencionais, em que somente há mudança de fase dos contaminantes.

De acordo com Marcelino *et al.* (2013), pesquisas vêm sendo desenvolvidas com diversas combinações químicas, fotoquímicas e eletroquímicas na produção de radicais hidroxila para o tratamento de efluentes industriais. Os processos mais utilizados são: o Fenton irradiado ou eletrizado, a ozonização (H₂O₂, radiação UV e catalisadores), a fotocatálise heterogênea (com TiO₂ ou outros semicondutores) com UV ou luz solar, e a peroxidação (H₂O₂), que pode ser também irradiada.

Amorim (2007) destaca o uso dos reagentes Fenton, Fe²⁺ e H₂O₂, para a formação dos radicais hidroxila, levando a produtos mais oxidados e, em alguns casos, menos tóxicos e com baixo custo. No caso do sistema foto Fenton, Nogueira *et al.* (2007), reforçam que o processo se torna interessante quando há o aproveitamento da energia solar, resultando na economia dos gastos energéticos inerentes ao processo, que geralmente é realizado na presença de luz artificial.

Desta forma, os POAs são tecnologias que vêm sendo estudadas para tratamento de diversos tipos de águas residuárias e sua tipologia varia de acordo com o efluente e as condições locais. Sendo assim, faz-se importante conhecer a aplicabilidade de tais processos, seus alcances e suas limitações, intrínsecos ao tipo de água residuária.

A seguir, será realizada uma descrição dos POAs que utilizam o Fenton, o qual será um dos focos deste estudo.

2.2.1 Processo Fenton

O processo Fenton é representado pela reação entre sais ferrosos e H_2O_2 que gera radicais hidroxila, conforme a equação 9 (TARR, 2003). O processo se dá através de mistura com H_2O_2 e os íons Fe^{2+} que catalisam a reação, combinação essa que resulta comprovadamente em um forte oxidante em pH ácido, representado nas equações 10 e 11 (DEZOTTI, 2008).

As possíveis reações oriundas da mistura de ferro (II) e H_2O_2 em meio aquoso são mostradas por Tarr (2003) nas equações de 10 a 14:



As equações 9 e 10 revelam a importância do Fe^{2+} como catalisador do processo. A reação ocorrerá durante o tempo que houver peróxido de hidrogênio no sistema, desde que as reações adicionais resultem na formação de hidróxidos de ferro (TARR, 2003).

Na equação 14 o peróxido de hidrogênio atua como sequestrante de radicais hidroxila e na equação 9 como iniciador do processo. Desta forma, o uso do H_2O_2 em excesso pode causar inibição do processo, uma vez que seu produto o radical HO_2^\bullet é menos reativo que o radical hidroxila.

O Quadro 3 demonstra algumas vantagens e desvantagens da aplicação do processo Fenton.

Quadro 3 - Vantagens e desvantagens da aplicação do processo Fenton no tratamento de efluentes.

Vantagens	Desvantagens
Reagente atóxicos, simples e de fácil transporte;	Necessidade de acidificação do efluente antes do processo pH inicial <3;
Sistemas homogêneos e integração a outros processos;	Adição de íons Fe^{2+} ao efluente e sua posterior remoção;
Operação mais simples, custo de capital menores em relação a outros POAs;	Processo interrompido após a total oxidação dos íons Fe^{2+} ;
Não necessita irradiação.	Aumento da salinidade (hidróxido férrico).

Fonte: Borba (2010).

2.2.1.1 Fenton homogêneo

No processo de Fenton homogêneo, o Fe^{2+} situa-se dissolvido no meio reacional, mas, para isso, o pH ótimo deverá estar em torno de 3, para evitar que os íons de ferro se precipitem na forma de hidróxidos. Na etapa inicial, geralmente adiciona-se H_2SO_4 , e, após o tratamento deve-se neutraliza-lo, o que resulta na precipitação de hidróxidos de ferro com conseqüente formação significativa de lodo, estão que consiste em uma desvantagem do processo (BOTTREL, 2016).

Dantas (2005) aponta que o processo Fenton homogêneo tem se mostrado eficiente no tratamento de efluentes têxteis. No entanto, tem sinalizado algumas desvantagens como grande volume de lodo químico gerado após a etapa de oxidação e o baixo pH exigido para as reações, que demandam custos adicionais. Porém, no estudo do processo Fenton homogêneo realizado pelo autor, observou-se uma elevada cinética de descoloração e oxidação de compostos aromáticos.

No uso do reagente Fenton homogêneo ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$), os radicais hidroxila são gerados pela decomposição de peróxido de hidrogênio catalisado por íons ferrosos (Fe^{2+}), conforme já demonstrado.

2.2.1.2 Fenton heterogêneo

O processo de Fenton heterogêneo consiste na utilização de peróxido de hidrogênio na presença de catalisadores sólidos contendo ferro em diferentes estados de oxidação.

Como geralmente opera em pHs mais brandos, o processo Fenton heterogêneo pode proporcionar alguns benefícios em comparação aos sistemas homogêneos, uma vez que, não leva a geração de resíduos sólidos adicionais, em alguns casos há eliminação do processo de acidificação, seguida pela neutralização, menor consumo de H_2O_2 e economia na manutenção de equipamento (AMORIM, 2007). Além disso, o catalisador pode ser reciclado/regenerado, pode haver maior facilidade de operação no tratamento dos efluentes (carga/descarga, limpeza e reciclo dos tanques/reatores).

Araújo (2008) adotou o processo Fenton heterogêneo utilizando hematita como catalisador sólido para a descoloração de soluções de corante reativo. Foram avaliadas as variáveis operacionais pH e teor de peróxido de hidrogênio residual na remoção de DQO e cor. A reação de Fenton heterogêneo se mostrou eficiente na degradação da cor do corante reativo vermelho e o pH abaixo de 3,5 foi o mais favorável no processo. Conforme a autora, o Fenton

heterogêneo é mais lento em relação ao homogêneo utilizando o $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, com a duração de 120 e 6 minutos, para o processo heterogêneo e homogêneo, respectivamente, para alcançar as mesmas eficiências.

De modo geral, o processo de Fenton heterogêneo é mais lento que o Fenton homogêneo, em especial devido à limitação do fenômeno de transporte de massa, que podem ser etapas determinantes da velocidade da reação. Outro fato foi abordado na pesquisa de Guimarães (2007) onde a limonita natural empregada como catalisador mostrou baixa atividade para a descoloração do azul de metileno (AM), isso porque sua estrutura apresenta o Fe^{3+} e não Fe^{2+} . Os íons férricos (Fe^{3+}) são menos favoráveis porque a geração dos radicais hidroxila se dá após uma sequência de reações e não como primeira etapa.

Sendo assim, o Fenton heterogêneo apresenta como potencial para utilização em grande escala, no entanto os catalisadores à base de óxido de ferro têm mostrado baixa estabilidade química para aplicações por tempos prolongados (AMORIM, 2007).

2.2.2 Processo foto-Fenton

A ocorrência da reação Fenton em presença de radiação UV pode levar à um incremento na velocidade e eficiência de degradação/mineralização das substâncias orgânicas devido à ocorrência de reações adicionais de formação de espécies radicalares reativas e ou conversão do íons férricos em íons ferrosos (mais eficientes), conforme mostra as equações de 15 a 17 (TARR, 2003; DEZOTTI, 2008):



Para Bordones e Jimenez (2018), uma desvantagem do processo foto-Fenton é, assim como no processo sem radiação, a necessidade de redução e controle do pH, requisito fundamental na eficiência da reação. Além disso, quando se utiliza luz artificial no processo, o custo se torna mais elevado. Porém, o processo foto-Fenton pode ser realizado valendo-se de fótons de baixa energia na região UV-Visível do espectro, ou seja, é possível aproveitar a radiação solar, tornando o processo de baixo custo.

2.2.3 Processo Fenton-like

O processo Fenton *like* ou Fenton modificado é realizado na presença de sais de Fe^{3+} , diferentemente do processo convencional que se vale do íon Fe^{2+} . O mecanismo proposto para a decomposição de H_2O_2 catalisada por Fe^{3+} inclui as reações de 18 a 22 (AMORIM, 2007), em que o íon férrico formado (Fe^{3+}) pode ser reduzido a Fe^{2+} , de acordo com a equação 18:



O radical hidropoxila nas equações (HO_2^\bullet) mostra-se como um bom agente oxidante e pode reagir com espécies poluentes, conforme relatado por Amorim (2007). Como a geração do radical hidroxila, que possui maior potencial de redução do que os demais, depende da conversão dos íons ferrosos em íons férricos, tal processo tende a ser mais lento comparativamente ao sistema convencional.

2.2.4 Utilização dos Processos Oxidativos Avançados no tratamento de efluentes

Conforme levantamento de Araújo *et al.* (2016), a aplicação dos POAs no tratamento de efluentes vem crescendo ao longo dos anos de forma constante, o que pode ser visto a partir dos dados de artigos científicos, artigos de revisão e patentes coletados. No ano de 2006, foram publicados 260 artigos científicos; em 2015, foram 918, evidenciando o fortalecimento do tema entre os anos analisados. Com relação aos artigos de revisão, houve crescimento no período de dez anos (2006 a 2015), totalizando 449 artigos de revisão, destacando-se deste total aproximadamente 4% de pesquisas nacionais. As patentes também apresentaram crescimento de 21 para 115 do ano de 2006 a 2016, respectivamente, comprovando que o assunto no meio científico cresce, gerando troca de informações, possibilitando melhorias na aplicação dos sistemas e difundindo o uso no tratamento de águas residuárias (ARAÚJO *et al.*, 2016). Utilizando a base de dados *Web of Science*, com a mesma palavras-chave adotado pelos autores “*Advanced Oxidation Processes*”, tem como resultado para o ano de 2019 e 2020 uma quantidade de 3.121 artigos publicados, confirmado o aumento da temática ao longo dos anos.

Rocha, Rosa e Cardoso (2009) verificaram que, em alguns tipos de efluentes industriais, o processo foto-Fenton pode ser utilizado como pré-tratamento ou tratamento emergencial, por exemplo, em uma indústria de laticínios, que em sua maioria, emprega os processos biológicos. Neste caso, segundo a autora, aplicando o POA antes do tratamento biológico, pode-se obter redução de lodo e carga orgânica. O mesmo acontece com efluentes da produção de biodiesel em que, de qualquer forma, antes do início de qualquer tratamento deve-se realizar o processo de acidificação para ajudar na quebra da emulsão oleosa (GONÇALVES *et al.*, 2014).

Diversos POAs estão sendo aplicados na degradação de corantes, dentre eles os processos de Fenton, foto-Fenton e fotocatalíticos, segundo Machado *et al.* (2016). No estudo dos mesmos autores, foram avaliados quatro corantes (azul de nilo, violeta genciana, rodamina B e safranina O) e sua degradação conforme o processo adotado. Os autores ao comparar a reação Fenton e foto-Fenton com o ponto central do planejamento experimental, com as condições de 40 mg/L de corante, 200 mg/L de H₂O₂, 10 mg/L de Fe²⁺ e 15 minutos de reação, obteve-se a degradação dos corantes em 81,4%, 46%, 68,7% e 70,3%, respectivamente para o corante azul de nilo, violeta genciana, rodamina B e safranina O no processo Fenton. Para o foto-Fenton teve-se 92,5%, 97,2%, 94,3% e 96,6% da degradação dos corantes seguindo a mesma ordem dos corantes especificados para a reação Fenton. Quando utilizou-se a reação fotocatalítica com os catalisadores ZnO e TiO₂, o primeiro catalisador evidenciou um maior poder de degradação em 15 minutos com 73,7 % para o azul de Nilo, 88,9% violeta genciana, 49,5% rodamina B e 62,4% para o Safranina O. Entre os três processos, os autores identificaram que o foto-Fenton apresentou maiores degradações totais dos corantes.

Outra pesquisa que também avaliou o emprego de POAs (Fenton, foto-Fenton e foto-Fenton com ferrioxalato) para tratamento de lixiviado de aterro sanitário avaliou a remoção de carbono orgânico total (COT) das amostras, sendo removido 10% no processo Fenton, 70% no processo foto-Fenton e 60% no foto-Fenton com ferrioxalato, em 120 minutos de reação (NOGUEIRA; VELOSA; NASCIMENTO, 2014). Os autores constataram que o processo foto-Fenton em pH 3 foi eficiente na remoção de COT, no entanto, em pH 6, não mostrou ser eficaz devido à precipitação de ferro ao longo da reação.

Maculam *et al.* (2016) avaliaram o processo fotocatalítico heterogêneo com a construção de um reator fotocatalítico (TiO₂/UV solar) e compararam os resultados obtidos com o tratamento biológico convencional aplicado na redução de carga orgânica de efluentes de laticínio. Os autores obtiveram os seguintes resultados no tratamento biológico convencional: cor – 40%, turbidez – 94,8%, DQO – 77,3% e DBO – 78,7%. Com relação aos resultados do tratamento do efluente bruto utilizando o reator fotocatalítico por 120 minutos, a redução da

DQO foi de 66,1% e DBO de 66,5% e cor e turbidez com 23,6 e 14,5%, respectivamente. Os autores concluíram que o tratamento utilizando fotocatalise heterogênea (UV/TiO₂) e o tratamento biológico convencional foram satisfatórios na redução no teor de matéria orgânica em DQO e DBO, atingindo valores que atendem à legislação vigente.

Portanto, os POAs podem ser aplicados de forma individual ou combinados com outros processos, de modo a tornar mais eficiente o tratamento. O uso isolado se torna mais adequado para degradação de substâncias presentes em água com baixa concentração de contaminantes como, por exemplo, defensivos agrícolas e hidrocarbonetos clorados (ARAÚJO, 2008). Para efluentes que apresentam concentração elevada de contaminantes, o processo combinado de diferentes POAs ou processos biológicos se torna interessante para a degradação/destruição de espécies tóxicas e/ou recalcitrantes. (ARAÚJO, 2008; ARAÚJO *et al.*, 2014; ARAÚJO *et al.*, 2016; KUNZ *et al.*, 2002).

O Quadro 4 mostra alguns estudos recentes, dos últimos dois anos (2017 a 2019), que empregaram os POAs no tratamento de efluentes, sendo como processo individual ou combinado, bem como ressalta informações pertinentes alcançadas nas pesquisas referenciadas. Verifica-se que há possibilidade de utilização para diferentes tipos de efluentes e que, após o tratamento, o resíduo se torna mais adequado para o descarte.

Quadro 4 - Estudos recentes publicados entre os anos de 2017 e 2019 sobre aplicação de POAs em diversos efluentes

(continua)

Efluente	Tipo de Tratamento	Tipo de catalisador	Observações	Referência
Efluente da manipueira	Fenton e foto-Fenton	Fe ³⁺ derivado da etapa de coagulação do cloreto férrico	Uso do efluente real da produção de fécula de mandioca. Foram estudados diferentes níveis de pH (2,8; 3,0; 3,2) e concentrações de H ₂ O ₂ (1000, 3000, 5000 mg/L), utilizou 200 mL de manipueira e ao final da reação o pH é ajudado para 9 com solução de NaOH. A reação foto-Fenton apresentou melhores reduções em comparação com a reação Fenton, sendo para a turbidez (64%) na melhor condição: pH 3,2 e 5000 mg/L de H ₂ O ₂ , para DQO (27%) na melhor condição, pH 2,8 e H ₂ O ₂ em 5000 mg/L.	Leifeld <i>et al.</i> , 2017
Ciprofloxacina	Eletro-Fenton	Sulfato de ferro hepta-hidratado (FeSO ₄ .7H ₂ O)	Aplicação da descontaminação de uma solução de Ciprofloxacina (CIP). Foram utilizados os seguintes reagentes: NaCl para aumentar a condutividade elétrica, reagente de fenton (H ₂ O ₂ e sulfato de ferro hepta-hidratado), ajuste do pH (NaOH e HCl), determinação da concentração de ferro total (1,10-fenantrolina e ácido ascórbico) e determinação de residual de H ₂ O ₂ (metavanadato de amônia e ácido acético). Os autores chegaram aos seguintes resultados, conforme o delineamento composto central rotacional, onde teve 94,8% de descontaminação em 3 minutos para a intensidade de corrente de 0,8A, 100 mg/L de H ₂ O ₂ e 10 mg/L de Fe ²⁺ . Eles também concluíram que se manter fixo 0,8A, as concentrações entre 100 e 150 mg/L de H ₂ O ₂ e 8 e 12 mg/L de Fe ²⁺ ou com 0,8A maior, Fe ²⁺ fixo em 10 mg/L com concentrações de H ₂ O ₂ entre 80 e 180 mg/L teria bons resultados para a descontaminação da solução de CIP. Para 0,8A menor não foi eficiente.	Rodrigues <i>et al.</i> , 2017
Efluente sanitário sintético	Ozonização	Ozônio	Foram preparados substrato sintético com composição semelhante ao esgoto sanitário. Os ensaios foram realizados nas seguintes condições: pH neutro, vazões de gás afluente (60, 120, 180, 240 e 300 L/h) e tempos de contato (5, 10, 20, 40 e 60 min.). Os autores obtiveram melhor eficiência na condição de maior vazão (300 L/h) e maior tempo (60 min.), com remoção de 78,3% de cor, 67,2% na turbidez e 59,88% de DQO.	Mendonça <i>et al.</i> , 2017
Efluente do processamento de batata	Foto-Fenton Heterogêneo	Ferritas de pilhas e nitrato férrico hidratado (Fe(NO ₃) ₃ .9H ₂ O)	Utilizado como catalisador heterogêneo ferritas de pilhas (556 mg de Fe/L) e homogêneo nitrato férrico (41,5 mg Fe/L). As concentrações de H ₂ O ₂ foram 15 e 30 mmol/L. As análises ocorreram na presença e ausência de radiação solar em tempos diferentes de 10 e 120 minutos, com 250 mL de efluente de batata filtrado e pH ajustado em 2,5. O resultado obtido mostrou-se eficiente no uso de ferritas de pilha, pois obteve 32% de mineralização da solução durante os 10 minutos iniciais e a maior concentração de H ₂ O ₂ (30 mmol/L) apresentou maior eficiência de degradação.	Silva; Silva; Silva, <i>et al.</i> , 2018

Quadro 4 - Estudos recentes publicados entre os anos de 2017 e 2019 sobre aplicação de POAs em diversos efluentes

(continuação)

Efluente	Tipo de Tratamento	Tipo de catalisador	Observações	Referência
Lixiviado de aterro sanitário	Fenton	Sulfato de ferro	Foram utilizados os seguintes parâmetros: dosagem de ferro (5 g/L), razão molar H_2O_2 / Fe^{2+} (1:3), pH 2, tempo de oxidação (20 minutos), tempo de floculação (10 minutos) e tempo de sedimentação (15 minutos). Foi coletado 4L do efluente e adicionado HCl para ajuste do pH, H_2O_2 e sulfato de ferro. Depois de 20 minutos adicionou hidróxido de sódio para atingir pH 8 e processar a coagulação. Como resultado a pesquisa mostrou eficiência da remoção de DQO em 76% e remoção de cor verdadeira 91%, no entanto, apresentou uma desvantagem no processo com formação de lodo em 35%.	Dantas <i>et al.</i> , 2018
Efluente de papel e celulose	Processo H_2O_2 /UV	Radiação UV	Os ensaios foram realizados em triplicadas, com as concentrações de H_2O_2 (15, 30, 45, 100, 150 e 200 mg/L), pH do efluente ajustado em 2,5 com solução de 10% de H_2SO_4 . Para os ensaios teve-se como resultados: diminuição da cor em 80 a 100%, remoção da DBO_5 em até 91%, compostos aromáticos remoção de até 98% e remoção da turbidez em 83% com as concentrações de 150 e 200 mg/L. Os autores concluíram que quanto maior a concentração de H_2O_2 melhor será o resultado.	Giroletti <i>et al.</i> , 2018
Efluente de laticínio	Fotocatálise (TiO_2 / H_2O_2 /UV)	Dióxido de Titânio (TiO_2)	Foram utilizados 800 mL do efluente e dos reagentes TiO_2 (0,5;1,5;1,0 g/L) e H_2O_2 (100, 200, 150 mM). Os autores verificaram que a maior remoção de DQO (34%) ocorreu quando a maior concentração de TiO_2 e maior volume de H_2O_2 , sendo as seguintes concentrações: TiO_2 (1,5 g/L) e H_2O_2 (200 mM) em 20 minutos.	Dias <i>et al.</i> , 2018
Efluente doméstico	Ultrassom	-	Ensaio realizado em triplicadas e em dois aparelhos de ultrassom: frequência de 25 e 40 KHz, 500 mL de efluente e tempo de 20, 40, 60 e 80 minutos. Os resultados obtidos para 25 KHz foi a diminuição na concentração dos dois micro-organismos de 90% no tempo de 80 min. de irradiação e 40 KHz não apresentou variação significativa. Os autores concluíram que o ultrassom teve efeitos positivos para inativar micro-organismos.	Medeiros; Lazarotto; Volpatto, 2018

Quadro 4 - Estudos recentes publicados entre os anos de 2017 e 2019 sobre aplicação de POAs em diversos efluentes

(conclusão)

Efluente	Tipo de Tratamento	Tipo de catalisador	Observações	Referência
Efluente sintético	Fenton homogêneo	Sulfato ferroso (FeSO ₄ .7H ₂ O)	Foi realizado um planejamento experimental tipo Box-Behnken, estabelecido as razões de H ₂ O ₂ :Fe em 45:1/30:1/15:1, com as concentrações de H ₂ O ₂ 0,9862/1,3149/1,6436 mg/L e pH 2/3/4, respectivamente. Utilizou 500 mL de efluente sintético, adicionado ao H ₂ O ₂ e sulfato ferroso. Os autores concluíram que as melhores condições de remoção e degradação do efluente, estão em nível baixo da razão de H ₂ O ₂ :Fe ²⁺ (0,1067 g), nível baixo da concentração de H ₂ O ₂ (0,9862 mL) e pH entre 3.	Silva <i>et al.</i> , 2018
Efluente real contendo corante	Fenton homogêneo e ozonização	Sulfato ferroso (FeSO ₄ .7H ₂ O)	Foram realizados ensaio com as seguintes condições: concentração do catalisador (0,4 g/L) e H ₂ O ₂ (10 mL) para cada 50 mg/L de concentração inicial de corante, pH entre 2, 5 e 3 e monitorado por 48h. Ao término da reação de Fenton, o efluente foi submetido a ozonização, com vazão de 10 mL/min. Resultados de descoloração e remoção da DQO, foram: descolorização da amostra 1 (31% em 12h e 79,7% em 48h) e amostra 2 (32% em 12h e 85,8% em 48h); remoção da DQO da amostra 1 (12% em 12h e 49% em 48h) e amostra 2 (9% em 12h e 46% em 48h). Aplicação da ozonização durante 4h, as amostras tiveram melhor remoção da DQO em 81% na amostra 1 e 79% na amostra 2. Os autores concluíram o processo de ozonização foi mais eficiente que o Fenton, atingindo parâmetros maiores que o mínimo estabelecido pela legislação.	Vieira; Mistura; Foletto, 2019
Efluente da indústria de celulose	Ozonização e O ₃ /UV	UV e O ₃	Coleta do efluente de uma indústria que produz celulose kraft branqueada. A amostra foi diluída na proporção de 1:5 e filtrada, utilizado 2L do efluente. Durante o processo foram coletadas alíquotas de 10 mL nos tempos de 0, 5, 10, 20, 30, 60, 90 e 120 minutos. Os ensaios foram feitos em triplicatas, com pH 7, 8 e 10. Foram realizados ensaios com os processos UV e O ₃ separados e combinados, sendo que, os autores constataram melhor eficiência no processo combinada. O resultado para a degradação foi de 70% em pH 10, remoção de DQO em ~60% no tempo de 60 minutos e melhor absorvância em 254nm.	Quintão <i>et al.</i> , 2019

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Legenda das abreviaturas: pH – Potencial hidrogeniônico; H₂O₂ – Peróxido de hidrogênio; H₂SO₄ – Ácido sulfúrico; NaOH – Hidróxido de sódio; DQO – Demanda química de oxigênio; NaCl – Cloreto de sódio; HCl – Ácido clorídrico; Fe – Ferro; DBO – Demanda bioquímica de oxigênio; TiO₂ – Dióxido de titânio; O₃ – Ozônio e UV – ultravioleta.

Diante do Quadro 4, nota-se que, para o tratamento de efluentes industriais, existem várias opções para utilização de POAs. Alguns se tornam não viáveis, por exemplo, devido ao alto custo de fonte de radiação UV, levando ao consumo de energia elétrica, custo de manutenção e operação ou até mesmo pela necessidade de aquisição de reagentes. Sendo assim, pensando no aproveitamento de resíduos e incremento da relação custo/benefício dos POAs, para esta pesquisa, foi avaliado o processo Fenton, utilizando o lodo de ETA como fonte de ferro, na remoção de matéria orgânica em meio aquoso.

A seguir, serão discutidas as aplicações da reação de Fenton no tratamento de efluentes, as variáveis que interferem no processo e os resíduos com potencial de reuso já estudados como catalisadores na reação Fenton.

2.2.5 Aplicações da reação de Fenton no tratamento de efluentes

Adiante são apresentadas algumas pesquisas que empregaram o processo Fenton no tratamento de efluentes.

A combinação de Fe^{2+} dissolvido e H_2O_2 desencadeia uma série de reações que resultam em um forte efeito sinérgico. O emprego de apenas sulfato ferroso como fonte de Fe^{2+} ou peróxido de hidrogênio de modo separado, não resulta em eficiência para o tratamento de água contendo substâncias húmicas, segundo Júlio, Júlio e Bernardo (2009). Para que o íon ferroso exerça a função de promover a decomposição do H_2O_2 gerando radicais, é necessário que ele esteja na forma solúvel e, por isso, se faz necessária a etapa de redução do pH (LECHINHOSKI, 2015).

Rocha *et al.* (2016) estudaram a reação de Fenton na degradação dos corantes azul-turquesa e verde malaquita e comprovaram a elevada eficiência do processo, apresentando, na temperatura de 50°C e pH 4, redução de DQO de 95% e cor em 97%. Trabalhando na temperatura de 25°C e pH 4, os resultados de redução foram: 87% de DQO e 99% de cor. Sendo assim, os autores evidenciaram o potencial de aplicação do processo Fenton em indústrias têxteis e sugeriram a relação 1:5 de $\text{Fe}:\text{H}_2\text{O}_2$ em pH 4 e temperatura de 50°C.

A reação de Fenton para o pré-tratamento de lixiviado se mostrou como boa alternativa, pois tende a elevar a biodegradabilidade do efluente devido à remoção de carga orgânica tóxica e diminuição da cor verdadeira o que viabiliza um processo biológico combinado (DANTAS *et al.*, 2018).

Na pesquisa de Moravia, Lange e Amaral (2011), os autores avaliaram o tratamento de lixiviado em escala de bancada, com tratamento de reação de Fenton do sobrenadante coletado.

Para o resultado da eficiência da remoção de cor e DQO na condição de 1 L de lixiviado bruto, H_2O_2 (1,7 g H_2O_2 /g DQO lixiviado bruto) e sulfato ferroso hepta-hidratado sólido ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}:\text{H}_2\text{O}_2=1:5,3$), tempo de reação de 2 h. Os autores obtiveram remoção de 76,4 e 76,7% de cor e DQO, respectivamente. No entanto, para remoção de outros parâmetros, o tratamento não foi satisfatório (nitrogênio, fósforo, cloretos, alcalinidade e metais). A reação de Fenton se mostrou adequada para o tratamento do efluente com características refratárias, porém, mostrou-se deficiente no que se refere aos padrões de lançamento das legislações vigentes, o que indica a necessidade de um pós-tratamento.

Ao empregar diferentes sais de ferro como catalisadores, a reação Fenton apresentou resultados distintos de eficiência, conforme pesquisa de Benatti, Tavares e Toniolo (2004), que teve como resultado do tratamento de efluente químico gerado no Laboratório de Controle e Preservação Ambiental (composição complexa do resíduo) com aplicação de sulfato (sal de ferro) para o sistema $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$, com condição ótima de 1.953 mg/L da concentração de ferro, 8.788 mg/L de concentração de H_2O_2 e tempo de reação de 4 h. O resultado, quando o sulfato foi o sal de ferro como catalisador, foi a remoção de DQO de 88% para o sistema $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ e de 83,8% para o sistema $\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$ na etapa final de precipitação. Ao empregar o cloreto (sal de ferro), houve diminuição da eficiência, principalmente no sistema $\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$, com 58,1% de remoção de DQO e de 80,2% na razão de $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ na etapa final de precipitação. Ao passo que, na etapa de oxidação, o sistema $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ teve remoção de 80,3% e o $\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$ 77% para sulfato e ao empregar o cloreto a remoção ocorreu em 54,5 e 56,4%, respectivamente, para $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ e $\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$. Os autores atribuíram essas diferenças pelo fato de na etapa de oxidação o pH trabalhado foi 4 e depois houve o aumento para pH igual a 8.

Conforme a pesquisa de Rodrigues *et al.* (2012), que avaliou a eficiência do tratamento com o reagente de Fenton no efluente de lavagem de uma recicladora de plástico, os resultados foram: 91,2% de remoção de DBO e 87,2% para DQO com tempo de reação de 30 minutos, a dose de H_2O_2 e sulfato ferroso não foram especificadas no estudo, apenas a quantidade de amostra de 500 mL. Eles observaram que o tempo da reação está na faixa de 30 a 60 minutos, mas pode variar de acordo com a dosagem do catalisador e do efluente a ser tratado.

Gomes (2016) verificou que o processo de neutralização da reação Fenton gera o hidróxido férrico, um agente floculante utilizado no tratamento de efluentes que leva grande parte da carga orgânica e dos fosfatos pelo o processo de floculação. Com isso, o autor observou no seu experimento que a floculação contribuiu para eliminar a carga orgânica e a turbidez. O autor concluiu que a reação Fenton, seguida pela floculação (inerente ao processo), levou à

redução expressiva de aproximadamente 100% de turbidez e acima de 85% de DQO após 24 horas de repouso da amostra.

Portanto, a eficiência dos processos associados depende muito das características do efluente, ou seja, da presença de materiais particulados, da turbidez e da carga orgânica solúvel (GOMES, 2016).

O Quadro 5 mostra alguns estudos referentes ao uso do processo Fenton em diferentes efluentes, as condições experimentais testadas, principais resultados de remoção e limitações/considerações.

Quadro 5 - Resumo de estudos que aplicaram a reação de Fenton no tratamento de efluentes (continua)

Efluente	Condições experimentais ideais	Remoção	Limitações/Considerações	Referência
Tratamento de solo contaminado com óleo cru	H ₂ O ₂ = 6 M Razão Molar H ₂ O ₂ :Fe ²⁺ = 5:1 pH = 7 pH final = 2,4 Temperatura = 25°C Tempo = 4 h	Óleo = 9,4% Matéria orgânica = 37,6% Óleo e graxa = 39,9%	Alta concentração de H ₂ O ₂ pode diminuir a capacidade de oxidação dos contaminantes. Necessário estudo de toxicidade.	Ribeiro; Santos; Millioli, 2003
Efluente químico de laboratório (material estocado nos laboratórios)	Fe ²⁺ = 1953 mg/L H ₂ O ₂ = 8788 mg/L Razão Molar H ₂ O ₂ :Fe = 4,5:1 Razão DQO: H ₂ O ₂ = 1:9,0 pH = 4 Catalisadores: FeSO ₄ .7H ₂ O, FeCl ₂ .4H ₂ O, Fe ₂ (SO ₄) ₃ .5H ₂ O, FeCl ₃ .6H ₂ O (sulfato ferroso- melhor condição) Tempo reacional = 240 minutos	DQO = 80,3% (final da oxidação) DQO = 88% (final da precipitação) Cor = 93,8%	Como o valor do sulfato no efluente final ficou elevado para o descarte na rede de esgoto, é necessário a remoção após o tratamento.	Benatti; Tavares; Toniolo, 2004

Quadro 5 - Resumo de estudos que aplicaram a reação de Fenton no tratamento de efluentes
(continuação)

Efluente	Condições experimentais ideais	Remoção	Limitações/Considerações	Referência
Águas de abastecimento contendo substância húmicas	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = 15 \text{ mg/L}$ $\text{H}_2\text{O}_2 = 5,5 \text{ mg/L}$ $\text{NaOH} = 4,5 \text{ mg/L}$ $\text{pH} = 4$ Tempo = 90 minutos	Cor aparente = 68% Absorvância a 253,7 nm = 63%	Aplicação de modo separado do sulfato ferroso e peróxido de hidrogênio tem-se pouca eficiência.	Julio; Julio; Bernardo, 2009
Efluente de celulose e papel	Razão DQO: $\text{H}_2\text{O}_2 = 1:7,5$ Razão Molar $\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+} = 4:1$ $\text{pH} = 5$ Tempo = 60 minutos Temperatura = 25°C	DQO = 95% Volume de lodo gerado = 70 mL	A otimização do processo Fenton levou a maior eficiência de remoção de DQO e menor geração de lodo.	Araujo; Cossich; Tavares, 2009
Produção de antibiótico de indústria farmacêutica	$\text{Fe}^{2+} = 500 \text{ mg/L}$ $\text{H}_2\text{O}_2 = 1500 \text{ mg/L}$ Razão molar DQO: $\text{H}_2\text{O}_2: \text{Fe}^{2+} = 1:0,2:0,1$ $\text{pH} = 3$ Tempo = 180 minutos	COT = 53,8% DQO = 63,5% Consumo de $\text{H}_2\text{O}_2 = 82,4\%$	Não foi possível observar uma diminuição geral da absorvância dos efluentes tratados.	Marcelino, 2014
Efluente da produção de biodiesel	$\text{Fe}^{2+} = 500 \text{ mg/L}$ $\text{H}_2\text{O}_2 = 3000 \text{ mg/L}$ Razão Molar $\text{Fe}:\text{H}_2\text{O}_2 = 1:6$ Temperatura ambiente $\text{pH} = 3$ Tempo = 180 minutos	DQO = 77% COT = 96% (após 28 dias)	Devido à baixa taxa de biodegradabilidade, o efluente precisa de processo combinado.	Gonçalves <i>et al.</i> , 2014

Quadro 5 - Resumo de estudos que aplicaram a reação de Fenton no tratamento de efluentes

(continuação)

Efluente	Condições experimentais ideais	Remoção	Limitações/Considerações	Referência
Efluente de vinícola	$H_2O_2/DQO = 3,36$ $H_2O_2 = 16 \text{ g/L}$ Catalisador = $FeSO_4$ $pH = 2,8$ Razão H_2O_2 : $FeSO_4 \cdot 7H_2O = 15:1$ Temperatura = $30^\circ C$ Tempo = 240 minutos	DQO = 73%	O efluente tratado apresentou DQO de 369 mg/L acima do estabelecido pela Portaria CEMA n° 70 sendo de no máximo 200 mg/L.	Lechinhoski, 2015
Degradação de corantes	$Fe^{2+} = 0,089 \text{ g}$ $H_2O_2 = 0,13 \text{ mL}$ Razão Molar $Fe:H_2O_2 = 1:5$ $pH = 4$ Tempo = 120 minutos Temperatura = $50^\circ C$	Cor = 97% DQO = 95%	A razão molar tem um limite mínimo para atuação oxidante em relação à massa dos reagentes.	Rocha <i>et al.</i> , 2016
Efluente de curtume	$Fe^{2+} = 5 \text{ mg/L}$ $H_2O_2 = 75 \text{ mg/L}$ $pH = 4$ Tempo = 60 minutos	DQO = 65% Cor = 88% Turbidez = 91% Massa de lodo = 30%	Para a remoção de turbidez a concentração de H_2O_2 é independente.	Braun <i>et al.</i> , 2016
Tratamento de água (incorporando argila do tipo bentonita)	$Fe^{2+} = 15 \text{ mg/L}$ $H_2O_2 = 45 \text{ mg/L}$ $pH = 3,72$ Tempo = 90 minutos	Cor = 75% Turbidez = 90%	Os valores obtidos para a cor e turbidez não atendem aos critérios exigidos pela Portaria n° 2914/2011 do Ministério da Saúde.	Moreira; Moreira, 2016
Efluente de piscicultura	$Fe^{2+} = 0,5 \text{ mmol/L}$ $H_2O_2 = 10 \text{ mmol/L}$ $pH = 3$ Tempo = 60 minutos	Turbidez = 99,8% DQO = 94,4%	A redução foi pouco expressiva, sendo maior nos primeiros 10 min. depois se manteve constante. Após o tempo de repouso da amostra é que obteve melhor resultado.	Gomes, 2016

Quadro 5 - Resumo de estudos que aplicaram a reação de Fenton no tratamento de efluentes
(conclusão)

Efluente	Condições experimentais ideais	Remoção	Limitações/Considerações	Referência
Lixiviado	Dosagem do reagente de Fenton = 5 g/L de Fe ²⁺ Razão Molar H ₂ O ₂ / Fe ²⁺ = 1:3 pH de oxidação = 2 Tempo de oxidação = 20 minutos Tempo de floculação = 10 minutos Tempo de sedimentação = 15 minutos	DQO = 76% Cor verdadeira = 91%	Presença de lodo no processo de pré-tratamento físico-químico, sendo 350mL de lodo a cada 1 L de lixiviado (35%).	Dantas <i>et al.</i> , 2018

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Legenda das abreviaturas: Fe – Ferro; H₂O₂ – Peróxido de hidrogênio; pH – Potencial hidrogeniônico; COT – Carbono orgânico total; DQO – Demanda química de oxigênio; CEMA – Conselho Estadual do Meio Ambiente.

2.2.6 Variáveis que podem interferir no tratamento com Fenton

Para alcançar boa eficiência na aplicação do processo de Fenton em tratamento de efluentes, devem-se considerar alguns parâmetros operacionais a serem otimizados: condição do meio reacional, dose de reagentes, tipo de catalisador, tempo de reação, pH do meio e temperatura (POSSER, 2016).

Deste modo, a reação de Fenton aponta dois inconvenientes, sendo que o primeiro é o controle rígido do pH, que deve ser próximo a 3 e, o segundo, consiste na geração de lodo residual (FeOH_x) que ocorre depois do ajuste final do pH (SEIXAS; TONHOLO; ZANTA, 2017).

No processo Fenton, a concentração inicial de íons Fe²⁺ poderá ter efeito positivo ou negativo. Na pesquisa de Araújo (2008), na avaliação da descoloração de solução de corante, com 100 mg/L de corante, 500 mg/L H₂O₂ e pH 3,5, a adição de 10 mg/L de Fe²⁺, resultou em uma remoção de cor de 66,2%. A reação com 25 mg/L do metal, constatou remoção de 99% e, com 50 mg/L de Fe²⁺, teve 98,1%. É observado que, ao se acrescentar mais íons ferrosos, o

processo não se torna necessariamente mais eficiente, pois a concentração passou do limite da faixa ótima e os íons Fe^{2+} , para a concentração de peróxido de hidrogênio utilizada. O mesmo acontece com o H_2O_2 nas condições de Fe^{2+} (25 mg/L), pH 3,5 e a mesma concentração de corante. Os autores reportam que o efeito da adição de H_2O_2 nas concentrações de 200, 400, 500 e 800 mg/L são obtidas as remoções de cor de 57, 88, 99 e 87%, respectivamente.

O Quadro 6 mostra as variáveis e suas interferências na reação de Fenton no processo de tratamento de efluentes

Quadro 6 - Efeitos das variáveis que interferem na reação de Fenton

Variáveis	Ideal	Efeitos se ultrapassar o ideal	Referência
pH	pH próximo a 3.	Para o processo Fenton o pH entre 2,5 e 3 é o ideal, acima deste valor começa haver precipitação de espécies de ferro, que o tornam indisponíveis para reação.	Leifeld <i>et al.</i> , 2017; Moreira; Moreira, 2016; Posser, 2016
Concentração de H_2O_2	Varia de acordo com o tipo de efluente a ser tratado.	O H_2O_2 em excesso age como sequestrador de radicais HO^\bullet produzindo o radical HO_2^\bullet , que tem um potencial de redução menor que o radical HO^\bullet .	Araújo, 2008; Moreira, 2009; Villa; Silva; Nogueira, 2007
Concentração do catalisador (Fe^{2+})	Varia de acordo com o tipo de efluente a ser tratado.	O uso de ferro em excesso resulta em aumento do teor de sólidos totais dissolvidos e de lodo.	Araújo, 2008; Coelho, 2004; Villa; Silva; Nogueira, 2007
Relação entre $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$	A faixa varia de 5:1 a 25:1.	O excesso de H_2O_2 ou Fe^{2+} poderá ser negativo sobre processo Fenton.	Araújo, 2008; Posser, 2016; Rocha <i>et al.</i> , 2016
Tempo de reação	Varia conforme o efluente e fatores.	O tempo é variável depende de outros fatores, como, temperatura e dose de reagentes. O término da oxidação depende da relação entre H_2O_2 e substrato.	Posser, 2016; Rocha, 2014
Temperatura	Temperatura ambiente.	Temperaturas acima de 40°C podem acelerar a decomposição do H_2O_2 em água e oxigênio, o que desfavorece a geração dos radicais hidroxila e a necessidade de aquecimento acarreta maior custo ao processo.	Posser, 2016

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Legenda das abreviaturas: pH – Potencial hidrogeniônico; Fe – Ferro; H_2O_2 – Peróxido de hidrogênio; HO^\bullet – Radical hidroxila e UV – Ultravioleta.

2.2.7 Resíduos utilizados como catalisadores na reação de Fenton

Resíduos sólidos com alta concentração de ferro podem ser boas fontes de catalisadores em sistemas Fenton heterogêneos e/ou homogêneo, proporcionando menor utilização de sais de ferro comerciais e reuso de materiais. A utilização do resíduo siderúrgico, por exemplo, já se mostrou como ótima alternativa na aplicação do processo Fenton, pode não apresentar perigos ao meio ambiente, aumenta as taxas de reações e permite fácil separação sólido-líquido, além de eliminar custos no tratamento na substituição de sais de ferro (AMORIM; LEÃO; MOREIRA, 2009).

O Quadro 7 resume alguns resíduos usados como catalisadores em reações Fenton e suas principais variações no tratamento de efluentes.

Quadro 7 - Estudos reportado na literatura sobre o uso de resíduos como fonte de ferro no processo Fenton

(continua)

Catalisador	Principais constituintes do catalisador	Efluente tratado	Condições	Eficiência	Referência
Hematita	Teor de ferro em torno de 63% e SiO ₂ em 8%	Corante reativo vermelho Drimaren X-6BN 150	Hematita = 10, 15 e 20 g/L H ₂ O ₂ = 200, 500 e 800 mg/L pH = 2,5/3,0/3,5 Tempo = 120 minutos	Melhor resultado para H ₂ O ₂ em 800 mg/L, Hematita em 20 g/L, pH de 2,5: remoção de cor 98,5% redução de DQO 61%	Araújo, 2008
Pó do desempoeiramento da ala de corrida do alto forno – resíduo da indústria siderúrgica	Óxido de ferro, carvão ou coque, fundentes e refratários	Corante têxtil Reactive Red 195	Corante = 100 mg/L Resíduo = 1 g/L H ₂ O ₂ = concentração na faixa de 20 a 100 mg/L Fe = concentração na faixa de 0 a 15 mg/L pH = 3 tempo = 60 minutos	A descoloração do processo Fenton, teve eficiência de 50%	Amorim; Leão; Moreira, 2009

Quadro 7 - Estudos reportado na literatura sobre o uso de resíduos como fonte de ferro no processo Fenton

(continuação)

Catalisador	Principais constituintes do catalisador	Efluente tratado	Condições	Eficiência	Referência
Lama vermelha (empresa fabricante de alumínio), Processo Bayer	Processo Bayer se utiliza da propriedade dos hidróxidos de alumínio presentes na bauxita e dissolve em solução de hidróxido de sódio	Corante azul de metileno	Lama vermelha = 20 g H ₂ O ₂ = 20, 40 e 60 mL Azul de metileno = 0,1 g/L pH = 3, 4 e 5 Tempo = 120 minutos Temperatura = 500, 400°C tratamento térmico em mufla por 1 h e na temperatura ambiente	Melhor condição: tratamento térmico na mufla por 1 h a 500°C, pH 4, H ₂ O ₂ a 20 mL e tempo de agitação 60 minutos. Tendo remoção de corante e resíduo aproximadamente 98%	Araújo; Neves; Vieira, 2014
Resíduos siderúrgicos de laminação, têmpera e aciaria	Laminação: Fe ₂ O ₃ tem 91% e SiO ₂ com 3,5% Têmpera: Fe ₂ O ₃ tem 94% e SiO ₂ com 3% Aciaria: Fe ₂ O ₃ tem 69%, SiO ₂ com 16% e CaO tem 9%	Corante azul de metileno	Corante: 25 mg H ₂ O ₂ = 1 mg Solução = 1 L Resíduos = 5 g pH = 2,5 Tempo = 120 minutos	Resíduos de aciaria e laminação apresentaram melhores resultados de cor remanescente menor que 30% e de redução de DQO maior que 75%	Silva; Silva; Batista, 2016

Quadro 7 - Estudos reportado na literatura sobre o uso de resíduos como fonte de ferro no processo Fenton

(conclusão)

Catalisador	Principais constituintes do catalisador	Efluente tratado	Condições	Eficiência	Referência
Carvão de PET e lama vermelha	Fe, Al, Si, Ca, Ti, Na, C e O	Corante azul de metileno	Resíduo PET em pó/Lama Vermelha (LV) = 10, 15 e 20% Catalisador = 10 mg Corante = 9,9 mL H ₂ O ₂ = 0,1 mL Tempo = 90 minutos Temperatura = 200, 400, 600 e 800°C na mufla por 1 h	Para o LV/PET com adição de 15%, teve remoção do azul de metileno em 90% após 24h de reação. Para o LV/PET-20%, LV/PET-10% e LV, tiveram remoção aproximadamente de 70, 60 e 58%, respectivamente	Bento <i>et al.</i> , 2016
Minério de ferro obtido através do peneiramento do minério granulado	H ₂ O, FeT (58%), Mn, P, SiO ₂ (13%), CaO, Al ₂ O ₃ , TiO ₂	Efluente da lavagem do biodiesel	Efluente (água de lavagem de biodiesel) = 20 mL Resíduo = 2 g/L H ₂ O ₂ = 500, 250 e 100 mg/L Tempo = 60 minutos	Condição ótima de H ₂ O ₂ em 250 mg/L, tendo remoção de DQO 92 e 95%, em 10 e 20 min. de reação, respectivamente	Félix; Souza; Castro, 2019

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Legenda das abreviaturas: SiO₂ – Dióxido de silício; Fe₂O₃ – Óxido de ferro (III); CaO – Óxido de cálcio; Fe – Ferro; Al – Alumínio; Si – Silício; Ca – Cálcio; Ti – Titânio; Na – Sódio; C – Carbono; O – Oxigênio; H₂O – Água; FeT – Ferro Total; Mn – Manganês; P – Fósforo; CaO – Óxido de cálcio; Al₂O₃ – Óxido de alumínio; TiO₂ – Dióxido de titânio; H₂O₂ – Peróxido de hidrogênio; pH – Potencial hidrogeniônico; DQO – Demanda química de oxigênio.

3 METODOLOGIA

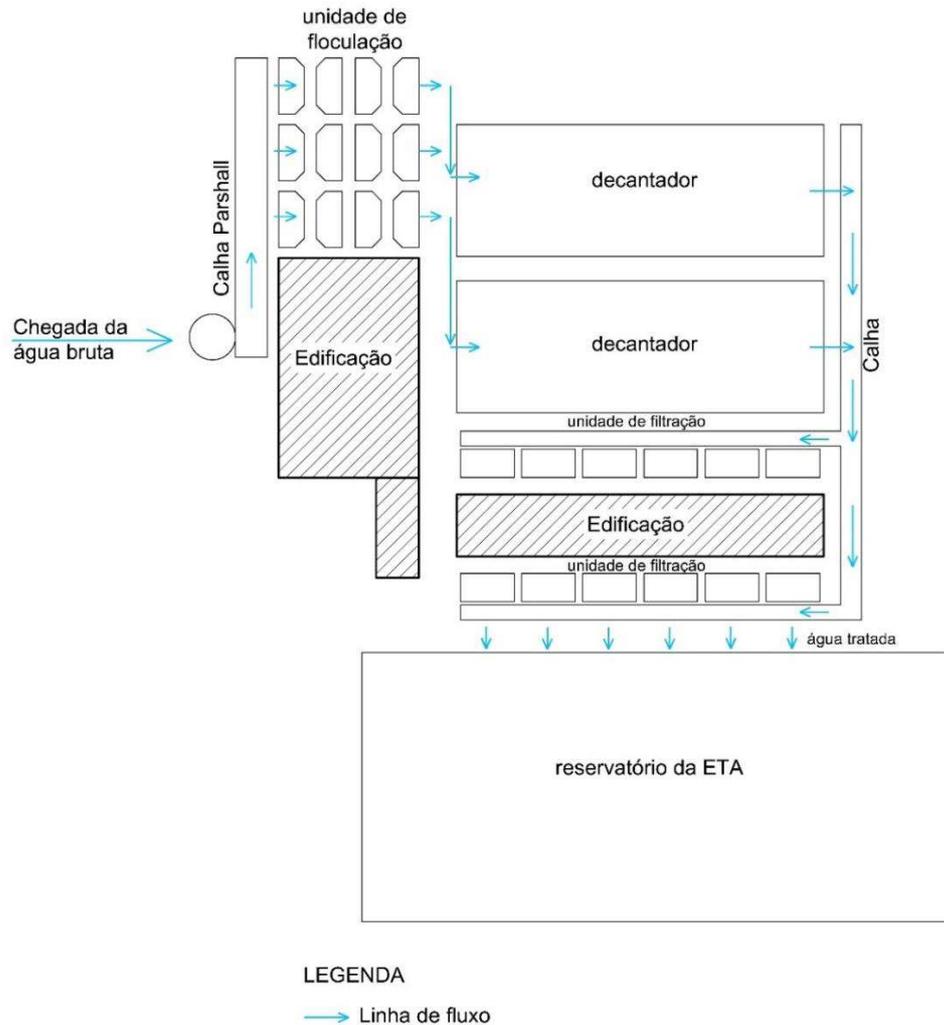
A pesquisa foi elaborada em 3 etapas: primeiramente houve a caracterização do local de estudo e do LETA utilizado. Posteriormente, ocorreram os estudos sobre a metodologia a ser usada do processo Fenton. Essa etapa incluiu os tratamentos exploratórios e preliminares. Por último, com base na escolha das condições estabelecidas na etapa anterior, realizou-se o planejamento fatorial.

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO E DO LETA

O lodo utilizado foi coletado em uma ETA, localizada na Zona da Mata mineira, que opera em ciclo completo que é composto pelas seguintes etapas: coagulação, floculação, decantação, filtração, fluoretação e cloração. A referida ETA abastece aproximadamente 40% da população correspondendo a 195.920 habitantes de uma cidade da Zona da Mata mineira e opera com vazão média de 620 L/s.

A Figura 4 ilustra, de maneira esquemática, as unidades que compõem o tratamento de água na qual o lodo foi coletado.

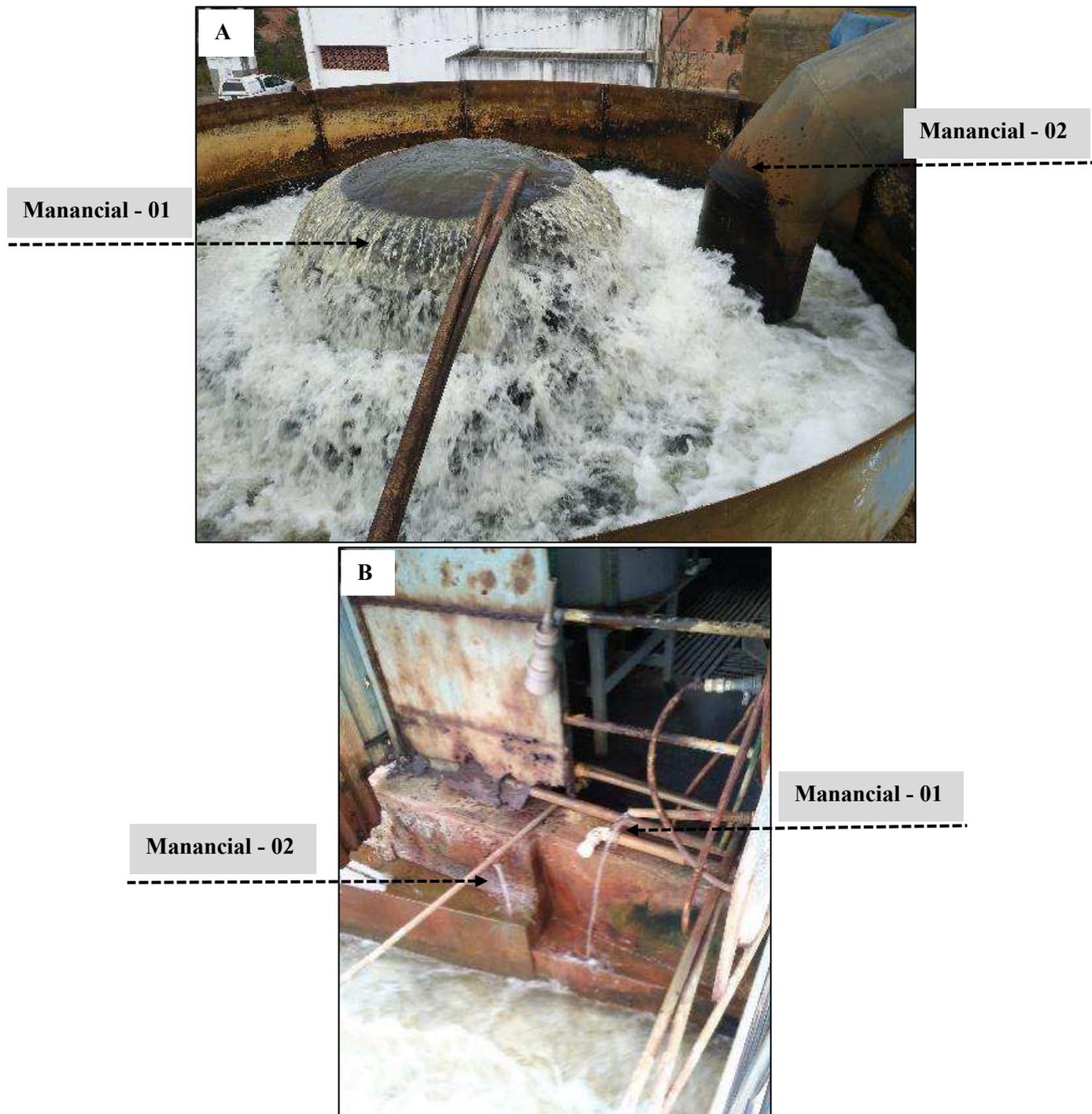
Figura 4 – Fluxograma das unidades que compõem a ETA sendo o objeto de estudo



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

A água bruta que chega a ETA é proveniente de 2 mananciais que chegam por tubulações distintas (Figura 5A) e é coletada em dois pontos para análise do pH, cor e turbidez (Figura 5B).

Figura 5 – A) Foto da chegada da água bruta na ETA; e B) Foto do ponto de coleta para análises



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

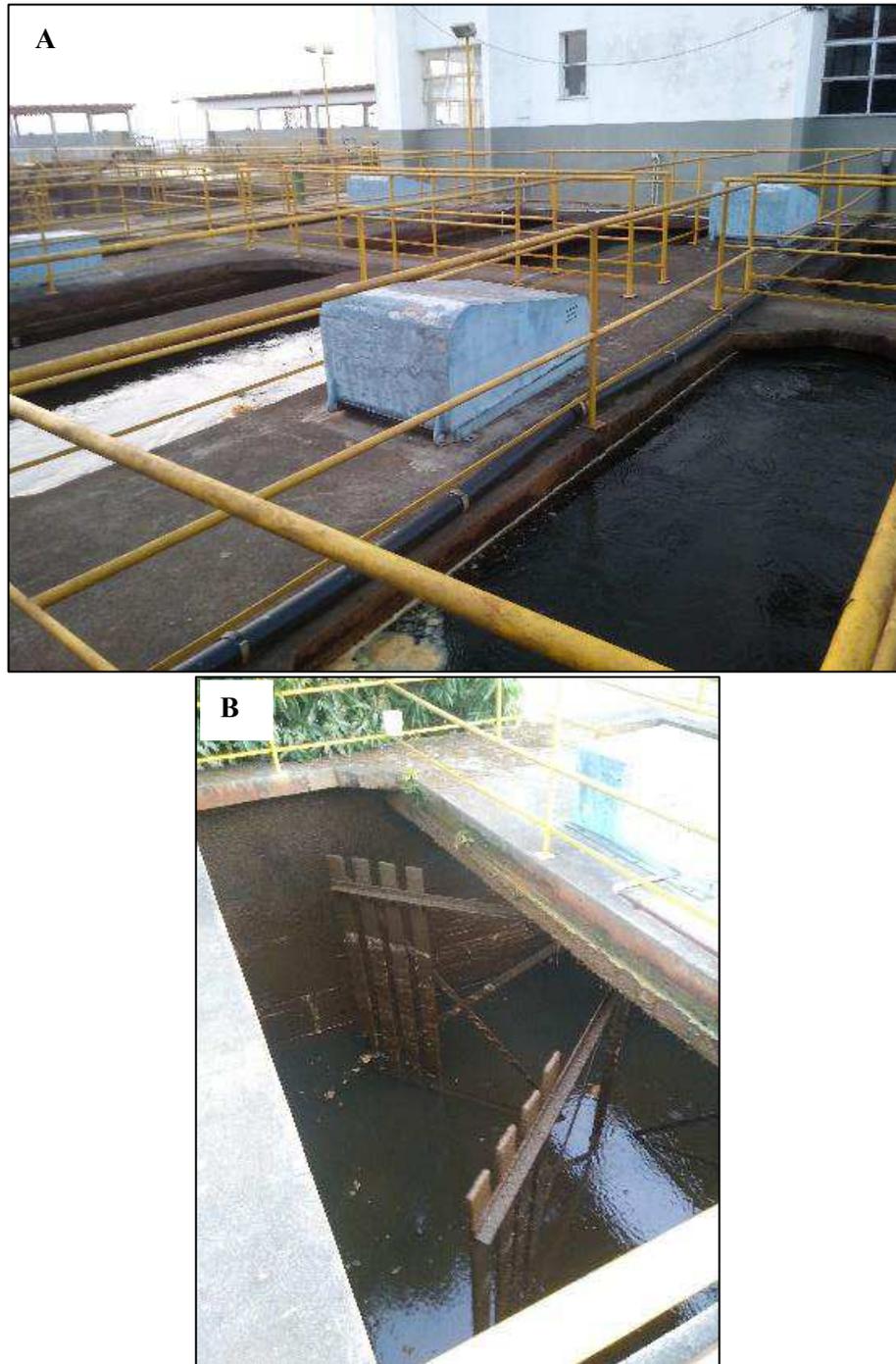
O coagulante utilizado na ETA é o Salfer, à base de sais férricos. Sua adição se dá no início do processo, na calha Parshall (Figura 6A). A partir deste ponto, tem-se a mistura rápida dos produtos químicos utilizados (Figura 6B) e, na sequência, a água segue para os floculadores mecânicos (Figura 7A), que são compostos por seis unidades constituído de agitador mecânico (Figura 7B).

Figura 6 – A) Foto do local de adição do coagulante; e B) Foto da calha Parshall



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Figura 7 – A) Foto da unidade de floculação; e B) Foto com detalhe dos braços do floculador



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

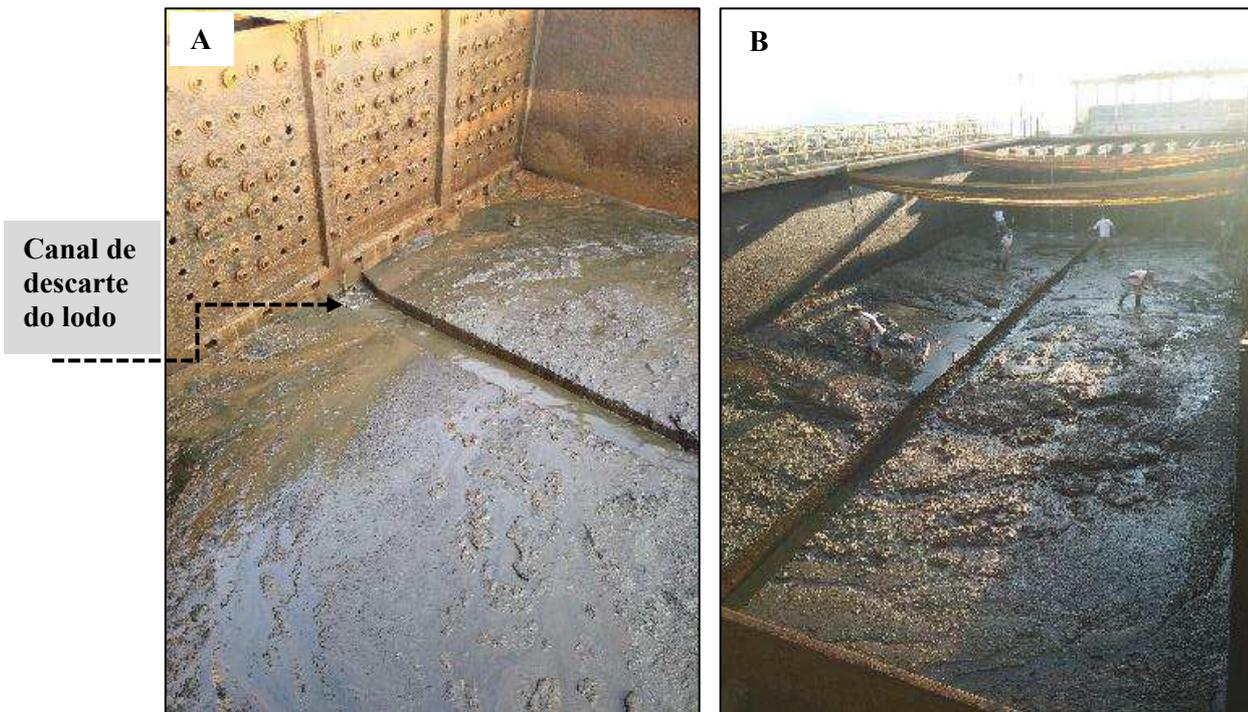
A água que sai dos floculadores entra nos decantadores, compostos por dois módulos, cada um com dimensão de 12,50 x 33,5 m e aproximadamente 4 m de altura (Figura 8A), do tipo convencional e com escoamento horizontal, que levam para a etapa de filtração (Figura 8B). Os lodos sedimentados concentrados no fundo do decantador são descartados por uma calha (Figura 9A). O processo de limpeza do tanque ocorre de forma manual de dois em dois meses aproximadamente (Figura 9B).

Figura 8 – A) Foto da unidade de decantação; e B) Foto das calhas de coleta de água decantada



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Figura 9- A) Foto do canal de descarte do lodo; e B) Foto mostrando a limpeza manual do decantador



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Após a etapa de decantação, a água é encaminhada por um canal até os filtros. Na filtração, as partículas que ainda estão em suspensão são removidas pelos filtros, compostos por 12 unidades (Figura 10). Após a filtração, a água passa pelo processo de desinfecção. Na sequência fica armazenada no reservatório da ETA para posterior distribuição ao consumo da população.

Figura 10 – Imagem das unidades de filtração



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

A amostra do lodo foi coletada no tanque de decantação, que estava em processo de esvaziamento para limpeza (Figura 11A). Assim, quando toda a água do decantador havia sido descartada, uma amostra única foi composta por material recolhido em cinco pontos no tanque de decantação (Figura 11B). O material foi coletado no dia 01/09/2019 (tanque 01), no dia 08/09/2019 (tanque 02) e no dia 15/03/2020 (tanque 01), no horário de 6h30min. As amostras foram acondicionadas em garrafas de plástico de 5 litros (Figura 11A).

A coleta do lodo foi realizada com auxílio de balde, corda e funil em pontos variados do decantador. O procedimento ocorreu conforme a NBR 10.007 (ABNT, 2004), amostragem de resíduos sólidos, e NBR 9.898 (ABNT, 1987), preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores.

O material foi encaminhado para o LAQUA, sendo mantido em refrigeração a 4 °C para, posteriormente, iniciar as análises para caracterização e experimentos, da seguinte forma:

- Amostra do dia 01/09/2019: realizados os estudos exploratórios;
- Amostra do dia 08/09/2019: análises de sólidos totais e voláteis, teor de umidade, DQO e ferro total; estudos preliminares e o planejamento fatorial.
- Amostra do dia 15/03/2020: realizou as análises de ferro (Fe^{2+} , Fe^{3+} e Fe dissolvido total) e *E.coli*.

Vale ressaltar, que todas as análises ocorreram em duplicatas.

Para análise de ferro total do lodo da segunda coleta (08/09/2019) o procedimento adotado foi realizar a análise sem filtração da amostra. Já no lodo da última coleta (15/03/2020) a amostra passou pelo processo de filtração em membrana de papel com porosidade de $1,6 \mu$, sendo quantificado, portanto o ferro dissolvido total, Fe^{2+} e Fe^{3+} no filtrado.

Figura 11 - A) Imagem da coleta do lodo; e B) Pontos coletados no decantador





Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Retirou-se alíquotas do lodo que foram submetidas às análises físico-químicas, conforme a Tabela 4, que mostra os métodos empregados e equipamento utilizado.

Tabela 4 - Parâmetros analisados para caracterização do lodo bruto, métodos empregados e equipamentos utilizados

PARÂMETRO	MÉTODO OU EQUIPAMENTO
Sólidos Totais – ST (mg/L)	APHA (2017) - Método 2540
Sólidos Totais Voláteis – STV (mg/L)	APHA (2017) - Método 2540
Teor de umidade (%)	ABNT NBR 6457/1986
Demanda Química de Oxigênio - DQO (mg/L)	APHA (2017) - Método 5220 / Espectrofotômetro
Ferro total, Fe ²⁺ , Fe ³⁺ e Ferro dissolvido total (mg/L)	APHA (2017) - Método 3500-Fe B
pH do ponto de carga zero	Metodologia de Rivera <i>et al.</i> (2001)
<i>E. Coli.</i> (UFC/100 mL)	APHA (2017) - Método 9223

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

3.2 METODOLOGIA DO PROCESSO FENTON

Para o desenvolvimento do processo Fenton foi necessário seguir alguns parâmetros como será demonstrado.

3.2.1 Solução utilizada para avaliação dos tratamentos

O corante azul de metileno – AM ($C_{16}H_{18}N_3SCl \cdot 3H_2O$) da marca Anidrol foi utilizado como fonte de matéria orgânica para a avaliação da eficiência dos tratamentos propostos. Segundo Falzirolli (2018), este corante é catiônico, composto por anéis aromáticos, apresenta elevada toxicidade e, além disso, é dificilmente degradado biologicamente.

Foram testadas soluções aquosas de AM de 50 mg/L e 1.500 mg/L, ambas preparadas com água deionizada. Essas concentrações do AM proporcionaram a avaliação do efeito da concentração do corante na eficiência da remoção de cor e DQO (CASTRO *et al.*, 2009; JESUS, 2011; SOUZA; CARVALHO, 2014).

3.2.2 Parâmetros analisados/Avaliação do desempenho

Para avaliação dos espectros de varredura no decorrer da reação, todas as amostras foram analisadas no espectrofotômetro DR6000 UV/VIS (marca HACH), sendo realizada uma varredura com o comprimento de onda (λ) variando de 200 a 700 nm. A máxima absorção do corante azul de metileno encontra-se em 665 nm (PAULINO *et al.*, 2015; CASTRO *et al.*, 2009). Para Neumann *et al.* (2000), o comprimento de onda varia conforme a concentração da solução. Neste caso, com maior diluição de $5,0 \times 10^{-6}$ mol/L, tem-se 670 nm, à medida que a concentração aumenta para $8,0 \times 10^{-5}$ mol/L, surge uma nova banda em 605 nm, atribuída aos dímeros do corante; e em concentrações maiores que $1,0 \times 10^{-3}$ mol/L, a banda se encontra em torno de 580 nm para os trímeros.

O corante AM nas condições experimentais de 50 mg/L apresentou picos nos comprimentos de onda de 289 e 605 nm, no caso das soluções AM 1.500 mg/L, os máximos de absorção excedem a capacidade de detecção do equipamento e, por isso, os espectros foram apresentados, em alguns casos, para avaliação superficial e exploratória. Apesar da diluição das amostras ser uma alternativa viável, tal procedimento deveria se dar em todas as alíquotas, o que oneraria os experimentos. O pico específico em 605 nm, característico da absorção responsável pela emissão da cor azul foi monitorado para verificação da remoção da intensidade da cor azul nos ensaios realizados com a solução AM 50 mg/L. Para cálculo da eficiência de descoloração, foi adotada a equação 23 (SALGADO *et al.*, 2009).

$$\text{Eficiência de descoloração (\%)} = (1 - a_1/a_0) \times 100 \quad (23)$$

Onde:

a_1 = absorbância final da solução colorida

a_0 = absorbância inicial da amostra em um tempo reacional qualquer.

A determinação da DQO foi realizada apenas no início e fim do tratamento, a fim de verificar a degradação do corante e demais substâncias orgânicas presentes na amostra, possivelmente advindas do lodo.

3.2.3 Condições do processo Fenton

Para o processo experimental (reação de Fenton), foi empregado o lodo da ETA *in natura* com e sem solução de AM e H₂O₂. Para a obtenção da dose de lodo a ser adicionada, o teor de ferro nas amostras de LETA foi determinado através do método de análise da APHA, 2017 (Método 3500- Fe B).

O ajuste do pH para 3 (ideal para reação Fenton) foi feito a partir da adição de ácido sulfúrico – H₂SO₄ (P.A.) da marca Sciavicco. Tal ajuste foi necessário porque a mistura do LETA com solução de AM apresentou pH igual a 5. Após o ajuste do pH, foi adicionado peróxido de hidrogênio (H₂O₂) 35% P.A. da marca Neon.

Considera-se que a reação se inicia a partir da adição H₂O₂ com volume definido (0,5, 2,5 ou 5,0 mL de uma solução a 35% em 1 L de solução teste resultando nas concentrações de 0,17 mg/L, 0,87 mg/L e 1,75 mg/L, respectivamente). A determinação da concentração de peróxido de hidrogênio ao final da reação foi feita a partir do método iodométrico (KOLTHOFF, 1920), ensaios realizados para avaliar a presença de peróxido residual ao final da reação. Tal determinação foi feita a partir do estudo preliminar 02.

Após adição dos reagentes, as amostras foram homogeneizadas com o agitador magnético da Marca IKA, modelo C-MAG HS 7 em temperatura ambiente.

Com o intuito de interromper a reação ao final dos ensaios, foi adicionado solução de hidróxido de sódio – NaOH (6N) da Anidrol, elevando o pH para 9. Ressalta-se que essa elevação ocorreu antes da coleta de alíquotas para análise de DQO. Nesse pH, todo ferro é precipitado, o que elimina a interferência do ferro na determinação da DQO. Análises foram feitas nas alíquotas coletadas nos intervalos preestabelecidos, sendo analisada a DQO apenas no início e final da reação e, a obtenção dos espectros de varreduras espectrais na região UV-Vis em diferentes tempos, a fim de acompanhar a evolução da reação a partir de comparações com o espectro-padrão da solução de AM.

As proporções de ferro e peróxido de hidrogênio trabalhadas para a reação de Fenton, reportadas da literatura, variam entre 1:3 e 1:6, respectivamente (DANTAS *et al.*, 2018; GONÇALVES *et al.*, 2014). Entretanto, essas relações não foram obedecidas na etapa exploratória, sendo utilizada apenas a partir dos estudos preliminares.

3.2.4 Etapa exploratória

Consistiu na realização de testes/treinamentos da reação de Fenton para confirmar a eficiência e modular os procedimentos. Foram realizados os ensaios A, B, C e D para exploração das concentrações dos reagentes, o tempo de reação e o volume de alíquota que seria coletado para análises (Tabela 5). Os ensaios A e B foram realizados com a solução de azul de metileno no meio reacional (2,37 mg/L LETA, 50 mg/L de AM e 0,87 mg/L de H₂O₂) e os ensaios C e D utilizou-se 2,55 mg/L LETA, água deionizada, 0,87 e 0,17 mg/L de H₂O₂, respectivamente.

A Tabela 5 especifica as condições experimentais para a reação de Fenton. No experimento A foi utilizado H₂SO₄ e no experimento B foi testado o HCl para baixar o pH para 3, visto que em referências utiliza-se também HCl para diminuir o pH (ARAUJO; NAVES; VIEIRA, 2014; JULIO; JULIO; BERNARDO, 2009; MOREIRA; MOREIRA, 2016). Como consta em diversos trabalhos (Quadro 6), o pH ideal para a reação é próximo a 3, portanto, este é considerado o pH de operação neste momento.

Nos experimentos C e D não houve adição de AM, sendo a reação realizada apenas em água deionizada. O intuito de avaliar tal condição, foi verificar a eficiência da reação na remoção da matéria orgânica presente apenas no LETA.

Tabela 5 - Condições experimentais para a reação de Fenton nos primeiros ensaios realizados

EXPERIMENTO	SOLUÇÕES	CONCENTRAÇÃO NO MEIO REACIONAL (mg/L)	TEMPO DE REAÇÃO (minutos)
A – Ajuste do pH com H ₂ SO ₄	LETA (Ferro total)	2,37	60
	Solução de azul de metileno (50 mg/L)	50	
	Peróxido de Hidrogênio	0,87	
B – Ajuste do pH com HCl	LETA (Ferro total)	2,37	60
	Solução de azul de metileno (50 mg/L)	50	
	Peróxido de Hidrogênio	0,87	
C	LETA (Ferro total)	2,55	60 e 120
	Água deionizada 500 mL	-	
	Peróxido de Hidrogênio	0,87	
D	LETA (Ferro total)	2,55	60 e 120
	Água deionizada 500 mL	-	
	Peróxido de Hidrogênio	0,17	

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Os experimentos foram realizados em duplicata, com tempo de reação entre 60 e 120 minutos de agitação magnética e adição de metabissulfito (aproximadamente 3 mL) para cessar a reação. Após o tempo de reação, foi elevado o pH para 9 com adição de NaOH em micropérolas, aguardou-se a sedimentação, coletou-se o sobrenadante que passou pelo processo de filtração em membrana de papel com porosidade de 1,6 μ e, por fim, realizaram-se os ensaios para determinação da DQO.

A partir dos resultados obtidos na etapa exploratória, foram traçados novos estudos para o processo Fenton, de modo a avaliar as condições experimentais da concentração do LETA, concentração da solução de AM, concentração de H₂O₂, tempo de reação e coleta de alíquotas.

3.2.5 Estudo preliminar 01

A fim de atestar que a reação de Fenton foi eficiente na remoção de cor e DQO, foram conduzidos 3 experimentos denominados “brancos”, sendo executados sem adição de peróxido de hidrogênio. Para a realização dos experimentos foram misturados o LETA e a solução de AM, na sequência realizado o ajuste do pH para 3 com H₂SO₄ e, para garantir a mistura de todos os componentes, foi realizada a agitação magnética com o tempo de reação variando de 30 a 120 minutos. No final da reação, para os experimentos 1 e 2 coletaram-se, alíquotas do sobrenadante para elevação do pH a 9 com NaOH. No caso do experimento 3, a amostra passou pela sedimentação por 30 minutos e somente depois o pH foi elevado. Vale ressaltar que todos os ensaios foram realizados em duplicatas.

Tabela 6 - Condições experimentais preliminares para os experimentos “branco” (sem adição de H₂O₂)

EXPERIMENTO	SOLUÇÕES	CONCENTRAÇÃO NO MEIO REACIONAL (mg/L)	TEMPO DE REAÇÃO (minutos)
1 (branco)	LETA (Ferro total)	2,37	60 e 120
	Solução de azul de metileno (50 mg/L)	50	
2 (branco)	LETA (Ferro total)	0,95	30, 60, 90 e 120
	Solução de azul de metileno (50 mg/L)	50	
3 (branco)	LETA (Ferro total)	20,70	30, 60, 90 e 120
	Solução de azul de metileno (1.500 mg/L)	1.500	

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Para avaliação do espectro de varredura, foi adotado o comprimento de onda (λ) entre 200 a 700 nm, para análise das seguintes amostras:

- Solução de azul de metileno de 50 ou 1.500 mg/L;
- LETA + água deionizada;
- Branco (LETA + AM), pH 5 inicial;
- Branco, H₂SO₄, pH 3;
- Branco no tempo de reação de 60 e 120 minutos para o experimento 1;
- Branco no tempo de reação de 30, 60, 90 e 120 minutos para os experimentos 2 e 3.

3.2.6 Estudo preliminar 02

Nesta etapa do trabalho foram realizados os ensaios 4, 5, 6 e 7, sendo investigado a concentração do lodo (LETA), a concentração de solução de azul de metileno e a concentração de peróxido de hidrogênio. As outras variáveis foram mantidas constantes, o pH inicial fixado em 3 com adição de H₂SO₄ e o pH final em 9 (adição de NaOH) à temperatura ambiente.

A elevação do pH não foi seguida da sedimentação para os experimentos de 4 a 7. Entretanto, nos ensaios 6 e 7, para o tempo final da reação 120 minutos ocorreu a sedimentação por 60 minutos e posteriormente a coleta do sobrenadante e elevação do pH. Nessa última etapa, o tempo total do processo foi de 180 minutos (tempo de reação + sedimentação). Esses procedimentos serviram para avaliar se a elevação do pH sem etapa de sedimentação e o uso do sobrenadante resultariam em alguma diferença em termos de eficiência de remoção de DQO. Vale ressaltar que todos os ensaios foram realizados em duplicatas e todas as amostras centrifugadas após a elevação do pH a 9. Todavia, após esses experimentos houve problema na centrifuga e a etapa de sedimentação substituiu a de centrifugação para remoção dos sólidos em suspensão.

Tabela 7 - Condições experimentais preliminares para a reação de Fenton para o estudo preliminar 02

EXPERIMENTO	SOLUÇÕES	CONCENTRAÇÃO NO MEIO REACIONAL (mg/L)	TEMPO DE REAÇÃO (minutos)
4	LETA (Ferro total)	2,37	60 e 120
	Solução de azul de metileno (50 mg/L)	50	
	Peróxido de Hidrogênio	0,17	
5	LETA (Ferro total)	2,37	60 e 120
	Solução de azul de metileno (50 mg/L)	50	
	Peróxido de Hidrogênio	0,87	
6	LETA (Ferro total)	0,95	30, 60, 90, 120
	Solução de azul de metileno (50 mg/L)	50	
	Peróxido de Hidrogênio	1,75	
7	LETA (Ferro total)	20,7	30, 60, 90, 120
	Solução de azul de metileno (1.500 mg/L)	1.500	
	Peróxido de Hidrogênio	1,75	

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Para avaliação do espectro de varredura, foi adotado o comprimento de onda (λ) entre 200 a 700 nm, para análise das seguintes amostras:

- Solução de azul de metileno de 50 ou 1.500 mg/L;
- LETA + água deionizada;
- LETA + solução de AM, pH 5 inicial;
- LETA + solução de AM, H₂SO₄, pH 3;
- Reação de Fenton no tempo de reação de 60 e 120 minutos para o experimento 4 e 5;
- Reação de Fenton no tempo de 30, 60, 90 e 120 minutos;
- Reação de Fenton com tempo total de processo de 180 minutos para os ensaios 6 e 7.

3.2.7 Estudo preliminar 03

Para o estudo preliminar 03 foram realizados os ensaios 8, 9, 10 e 11, sendo investigados os efeitos da concentração do lodo (LETA), a concentração de solução de azul de metileno e o tempo do processo de reação de Fenton. As outras variáveis foram mantidas constantes, a concentração de peróxido de hidrogênio, o pH inicial fixado em 3 ajustado com H₂SO₄ e o pH final em 9 (adição de NaOH) à temperatura ambiente.

No processo de Fenton a agitação magnética para os experimentos 8 e 9 ocorreu no tempo fixo de 30 minutos e tempo de sedimentação de 15, 30, 60 e 360 minutos. Essa diferenciação nos tempos de sedimentação serviu para avaliar se o mesmo seria um fator de interferência para a remoção de cor e DQO.

Para os experimentos 10 e 11 o tempo de reação foi de 30, 60 e 180 min. e o tempo de sedimentação foi fixado em 30 min. Essa diferenciação nos tempos de agitação serviu para avaliar se o tempo de reação seria um fator de interferência para a remoção de cor e DQO.

Assim, o tempo total do processo foi considerado o tempo de agitação mais o processo de sedimentação, na Tabela 8, descreve a somatória desses dois processos.

A elevação do pH foi sem a presença do LETA, ou seja, após a sedimentação. Vale ressaltar que todos os ensaios foram realizados em duplicatas.

Tabela 8 - Condições experimentais preliminares para a reação de Fenton para o estudo preliminar 03

EXPERIMENTO	SOLUÇÕES	CONCENTRAÇÃO NO MEIO REACIONAL (mg/L)	TEMPO DO PROCESSO (minutos)
8	LETA (Ferro total)	0,95	45, 60, 90 e 390
	Solução de azul de metileno (50 mg/L)	50	
	Peróxido de Hidrogênio	1,75	
9	LETA (Ferro total)	20,70	45, 60, 90 e 390
	Solução de azul de metileno (1.500 mg/L)	1.500	
	Peróxido de Hidrogênio	1,75	
10	LETA (Ferro total)	0,95	60, 90 e 210
	Solução de azul de metileno (50 mg/L)	50	
	Peróxido de Hidrogênio	1,75	
11	LETA (Ferro total)	20,70	60, 90 e 210
	Solução de azul de metileno (1.500 mg/L)	1.500	
	Peróxido de Hidrogênio	1,75	

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Para avaliação do espectro de varredura, foi adotado o comprimento de onda (λ) entre 200 a 700 nm, para análise das seguintes amostras:

- Solução de azul de metileno de 50 ou 1.500 mg/L;
- LETA + solução de AM, pH 5 inicial;
- LETA + solução de AM, NaOH, pH 9;

- LETA + solução de AM, H₂SO₄, pH 3;
- Reação de Fenton no tempo de reação de 30 minutos para o experimento 8 e 9;
- Reação de Fenton para o tempo total de processo 45, 60, 90 e 390 minutos para os ensaios 8 e 9;
- Reação de Fenton para o tempo total de processo 60, 90 e 210 minutos para os ensaios 10 e 11.

3.3 PLANEJAMENTO FATORIAL

Através dos estudos preliminares, foram determinadas as melhores concentrações de ferro e peróxido de hidrogênio para estabelecer os níveis dessas variáveis para o planejamento experimental. Além disso, foi estabelecido a maior concentração de azul de metileno para o experimento, visto que, obteve-se melhor desempenho em comparação ao AM com baixa concentração.

A Tabela 9 apresenta o Planejamento Fatorial 2³, no qual foram avaliados os principais fatores (variáveis) que interferem na reação de Fenton. O planejamento proposto apresenta 2 níveis: inferior (-), superior (+) e ponto central. O planejamento e a avaliação dos resultados foram realizados no *software* Minitab versão 19. O ponto central foi estabelecido sendo o valor médio entre o nível superior e inferior de cada fator (LETA, H₂O₂ e tempo). O tratamento estatístico dos dados foi executado utilizando como variável resposta à remoção percentual de DQO.

Tabela 9 - Descrição do Planejamento Fatorial 2³, realizado nas soluções de AM concentrado 1.500 mg/L

FATORES	NÍVEIS		
	Inferior (-)	Ponto Central	Superior (+)
LETA (Ferro total) (mg/L)	10,35	15,53	20,70
H ₂ O ₂ (mg/L)	1,75	4,38	7,00
Tempo (minutos)	30,00	105,00	180,00

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

A Tabela 10 mostra o delineamento experimental, sendo que os estudos foram realizados em duplicatas, com 1 L de solução de AM na concentração de 1.500 mg/L, com tempo de reação de 30, 105 ou 180 minutos (agitação magnética). Após o tempo de reação as amostras passaram pela sedimentação de 30 minutos.

Tabela 10 - Delineamento experimental para os ensaios Fenton realizados na maior concentração do AM (1.500 mg/L)

EXPERIMENTO	H ₂ O ₂ (mg/L)	CONCENTRAÇÃO DE FERRO NO LETA (mg/L)	TEMPO DE REAÇÃO (minutos)
1	7,00	10,35	180
2	1,75	10,35	30
3	4,38	15,53	105
4	1,75	20,70	180
5	1,75	10,35	180
6	7,00	20,70	30
7	7,00	10,35	30
8	7,00	20,70	180
9	1,75	20,70	30

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

A partir do melhor resultado da concentração alta do azul de metileno foi estabelecido a condição experimental para a menor concentração de AM, conforme a Tabela 11. E a avaliação do espectro de varredura, foi realizado no comprimento de onda (λ) entre 200 a 700 nm, sendo analisados as seguintes amostras:

- Solução de azul de metileno de 50 mg/L;
- LETA + solução de AM, pH 5 inicial;
- LETA + solução de AM, pH 9;
- LETA + solução de AM, pH 3;
- Reação de Fenton no tempo de reação de 180 minutos.

Tabela 11 - Condição experimental dos ensaios realizado na menor concentração do AM (50 mg/L)

EXPERIMENTO	H ₂ O ₂ (mg/L)	CONCENTRAÇÃO DE FERRO NO LETA (mg/L)	TEMPO DE REAÇÃO (minutos)
4	1,75	20,70	180

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da pesquisa estão apresentados conforme as atividades forma descritas no capítulo de metodologia.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LODO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA (LETA)

Na Tabela 12 são apresentados os resultados da caracterização do LETA, em que se observa concentração relativamente alta de ferro, utilizado como catalisador para a reação de Fenton, e valores também consideráveis para os parâmetros ST e STV (47.287 e 17.287 mg/L, respectivamente). O elevado valor de STV evidencia que o LETA possui altos teores de matéria orgânica. Conclusão semelhante na pesquisa de Barbosa *et al.*, (2000) que reportaram valores de 52.345 mg/L (ST), 13.270 mg/L (STV) para uma ETA localizada em São Paulo. O elevado teor de ferro total (23.076 mg/L) encontrado na amostra de LETA já era esperado, uma vez que o coagulante usado na ETA é à base de ferro, esse valor foi utilizado para especificar a concentração de ferro nos ensaios. Esse resultado está de acordo com Viana; Rodrigues e Ribeiro (2014) que obtiveram a quantidade de ferro total igual a 26.038 mg/L para um LETA localizada no município de Formiga, MG.

Para verificar a quantidade de teor de ferro (Fe^{2+} , Fe^{3+} e Fe total dissolvido) e *E. coli.*, foi realizada uma nova análise do lodo coletado no dia 15/03/2020. O valor encontrado de 14,18 mg/L de ferro dissolvido total se assemelha com Margem (2008) que obteve 14,3 mg/L de ferro dissolvido, do lodo da ETA do município de Itaperuna, RJ. Já para a *E. coli.* o resultado de 80.000 UFC/100 mL ficou próximo da pesquisa de Burgos *et al.* (2015) com valor de 98.000 NMP/100 mL (número mais provável de microrganismos) para o lodo bruto da ETA Tibagi, cidade de Londrina, PR.

Os resultados de ferro total e ferro dissolvido total (23.076 mg/L da amostra do dia 08/09/2019 e 14,18 mg/L da amostra em 15/03/2020, respectivamente) demonstram diferenças, pelo fato, do processo de análise ser distinto, além disso, as amostras foram coletadas em épocas distintas levando a variação do volume de sólidos no meio e possivelmente de coagulante a base de ferro também.

Tabela 12 - Caracterização do LETA adotado na pesquisa como catalizador na reação de Fenton

PARÂMETROS	VALORES
Sólidos Totais - ST (mg/L)*	47.625
Sólidos Totais Voláteis - STV (mg/L)*	17.287
Teor de umidade (%)*	88
Demanda Química de Oxigênio - DQO (mg/L)*	3.105
Concentração de ferro total (mg/L)*	23.076
Concentração de ferro total dissolvido (mg/L)**	14,18
Fe ²⁺ dissolvido**	2,80
Fe ³⁺ dissolvido**	11,38
pH do ponto de carga zero*	4,85
<i>E. coli</i> (UFC/100 mL)**	80.000

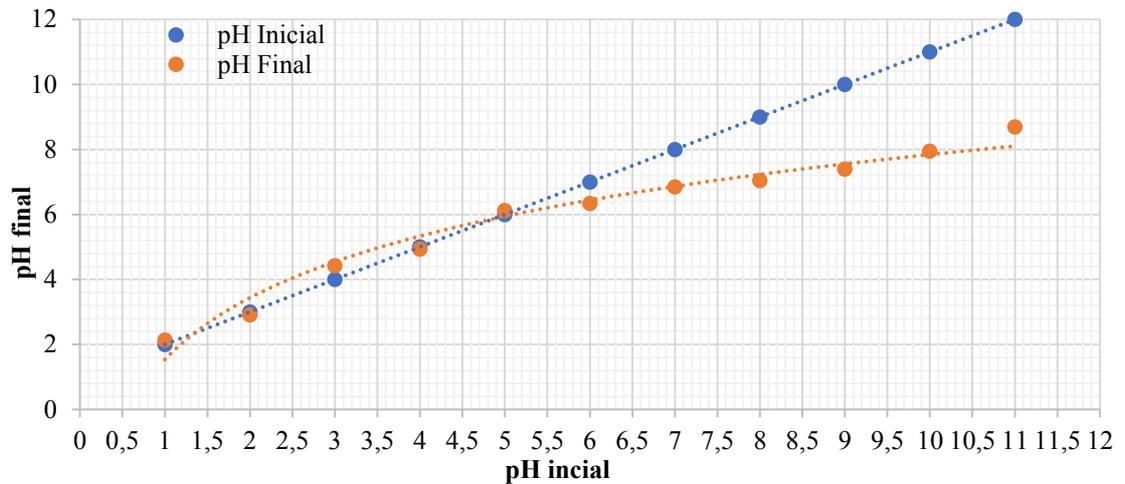
Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Nota: * Material do dia 08/09/2019; ** Material do dia 15/03/2020

A Figura 12 demonstra os resultados da determinação do pH do ponto de carga zero (pH_{PCZ}) do LETA da estação de estudo, que corresponde a 4,85. Na pesquisa de Gouveia (2014) o pH_{PCZ} do lodo resultou em 6,99 material coletado na estação de tratamento de água no estado do Paraná. Para valores de pH mais baixos do que o pH_{PCZ}, beneficia-se o surgimento de cargas positivas na superfície do sólido, levando ao aumento da eficiência na adsorção de soluções contendo espécies aniônicas (BOTTREL, 2012). Neste caso, para os experimentos realizados neste estudo, o pH inicial foi de 3, ou seja, pH < pH_{PCZ}, desfavorecendo a adsorção do AM, que é catiônico. Zanella (2012) especifica que a determinação do pH_{PCZ} é significativa pois interfere no processo de sorção e a alteração de pH afeta a cinética do equilíbrio do processo de sorção.

No entanto, conforme descrito anteriormente, ao final da reação há um aumento do pH para 9, o que pode contribuir para remoções decorrentes de processos de coagulação/floculação por favorecer a adsorção do corante catiônico, uma vez que a superfície do lodo, em pH elevado, encontra-se negativa.

Figura 12 – pH do ponto de carga zero



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

4.2 RESULTADOS DA ETAPA EXPLORATÓRIA E DOS ESTUDOS PRELIMINARES

Serão apresentados de forma detalhada os resultados da etapa exploratória e dos estudos preliminares.

4.2.1 Etapa exploratória

Os resultados para o parâmetro DQO inicial, para o ensaio A e B, geraram valores de 75,5 e 74,6 mg/L, respectivamente, para alíquotas analisadas em pH 3 (tempo 0 min) e, ao elevar-se o pH dessa alíquota para 9, coletar o sobrenadante e filtra-lo em membrana de papel com porosidade de 1,6 μ , obteve resultados de 90,4 mg/L para o ensaio A e 89,5 mg/L para o experimento B (tempo de reação de 60 minutos). Ou seja, verificou-se um aumento no valor da DQO em ambos os experimentos.

As Figuras 13 e 14 representam o ensaio A, pode-se constatar através dos aspectos visuais da amostra antes das reações de Fenton (Figura 13) e após 60 minutos de reação (Figura 14), visualmente a alteração de cor. Para os ensaios C e D para a solução inicial de LETA mais água deionizada o resultado para a DQO foi de 65,9 mg/L. Com relação ao ensaio C no tempo de reação de 60 e 120 minutos, atingiu valores para a DQO de 80,2 e 76,4 mg/L, respectivamente. Já para o experimento D no tempo de reação de 60 e 120 minutos, alcançou resultados de 72,7 e 75,7 mg/L. Como pode-se observar, ao acrescentar o peróxido de hidrogênio na amostra ocorreu um aumento da DQO.

Portanto, os resultados das etapas exploratórias, permitiram chegar, nas seguintes definições: concentração de H_2O_2 deve-se ter controle, é necessário ter uma relação ótima entre os teores de H_2O_2 e o ferro do LETA; é importante que após a reação de Fenton o pH seja elevado a 9 para evitar interferência do ferro no resultado e no final da reação é necessário fazer o teste de peróxido residual para constatar se está presente. Também verificou-se que a filtração em membrana não deveria ser realizada devido a adsorção do corante a membrana, a qual ficou azul. Desta forma, optou-se pela centrifugação ou sedimentação da amostra ao final do experimento.

Figura 13 – Amostra inicial (LETA, AM e H_2SO_4) do ensaio A



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Figura 14 – Amostra após agitação de 60 min com o H_2O_2 incorporado a amostra do ensaio A



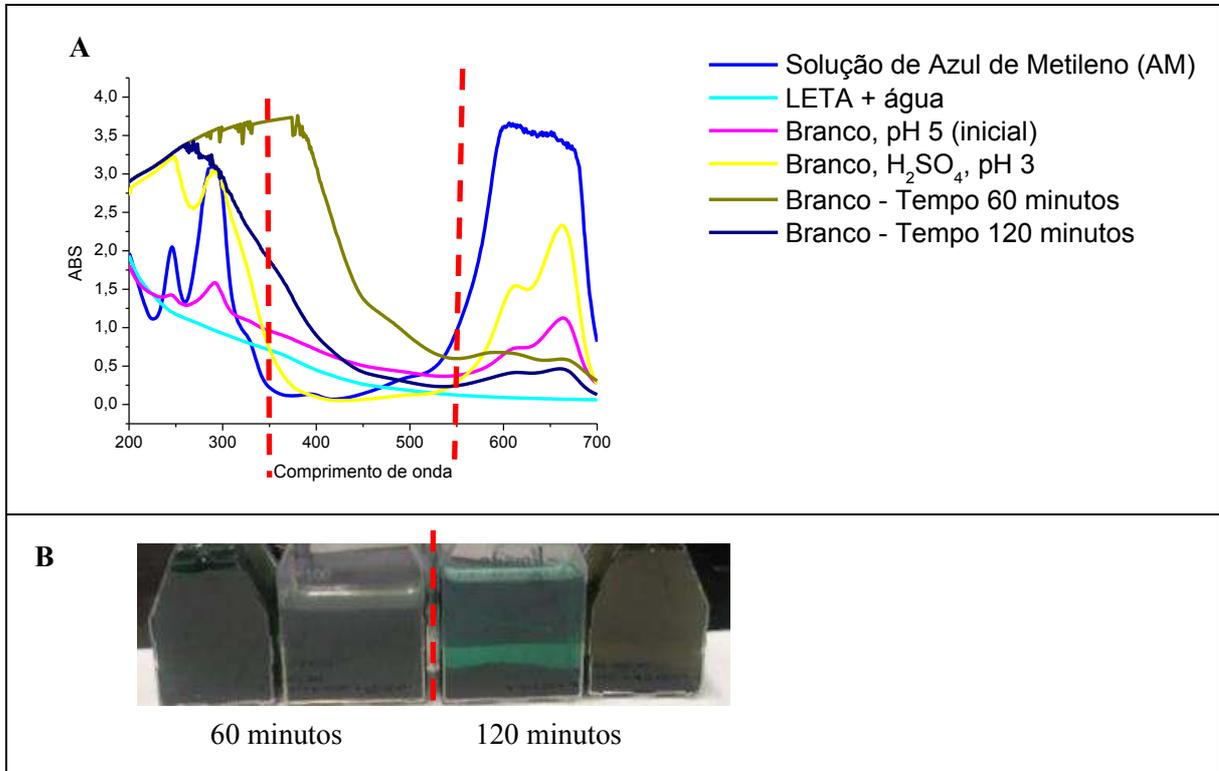
Fonte: Elaborado pela autora (2019).

4.2.2 Estudo preliminar 01

Nas Figuras 15, 16 e 17 observam-se os espectros de absorção dos experimentos 1, 2 e 3 e, também, os espectros da solução AM na concentração em que a reação foi realizada, da solução água deionizada + LETA em pH natural (pH=5), mistura solução AM + LETA em pH=3. Nas fotografias são mostradas as evoluções visuais de cor dos experimentos. Ressalta-se que esses experimentos foram aqueles definidos como branco, ou seja, sem adição de H_2O_2 e, portanto, sem ocorrência da reação Fenton.

A Figura 15A, refere-se ao experimento 1, que foi realizado com concentração de AM = 50 mg/L, sem adição de H_2O_2 , concentração de LETA = 2,37 mg/L e elevação do pH no próprio béquer em que se realizou a reação. Através da análise da Figura 15 observa-se que, no espectro de absorção de AM na região entre 350 e 550 nm (marcação do intervalo com linha vermelha no gráfico), somente há diminuição na absorbância (ABS) no caso em que o pH for reduzido a 3 sem posterior elevação. Ao considerar os picos no comprimento de onda entre 600 e 700 nm, a redução na absorbância se intensificou após 60 e 120 minutos de reação. No entanto, observa-se a possível solubilização de várias substâncias, verificada pelo aumento da ABS, na faixa entre 300 e 500 nm, possivelmente tais substâncias são advindas do LETA ou são produtos de alguma reação possível entre os componentes da mistura. Confirma-se essa solubilização de substâncias, pois, ao analisar o espectro do LETA (LETA + água deionizada) apenas, há um aumento de intensidade justamente nos comprimentos de onda que variam entre 200 a 450 nm.

Figura 15 – Resultados do experimento 1. A) Espectro de absorção do experimento 1, nas condições experimentais (concentração de AM = 50 mg/L e LETA (ferro total) = 2,37 mg/L, sem adição de H₂O₂); e B) Evolução do processo de remoção de cor no sobrenadante, após 120 minutos de reação e 30 minutos de sedimentação.



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Os resultados mostram que o pH exerce grande influência na interação entre o AM e os demais componentes do resíduo. Considerando apenas as evidências espectrais de remoção do AM, um corante catiônico com $pK_a=3,8$, a diminuição da intensidade da ABS em 605 nm, notadamente mais efetiva nos ensaios com pH natural ($pH=5$) e as alíquotas que tiveram seu pH elevado a 9 era esperada. Isso devido ao fato de a superfície do lodo, que possui pH de ponto de carga zero próximo a 6, se encontrar majoritariamente neutra ou negativa, favorecendo a adsorção de espécies catiônicas. Em pH próximo a 3, as moléculas de AM apresentam-se neutras e a superfície do catalisador positiva, o que torna a adsorção menos eficiente. Porém, o mesmo parece não ocorrer com as espécies adsorvidas ao LETA, que parecem se desprender da fase sólida em pH elevado.

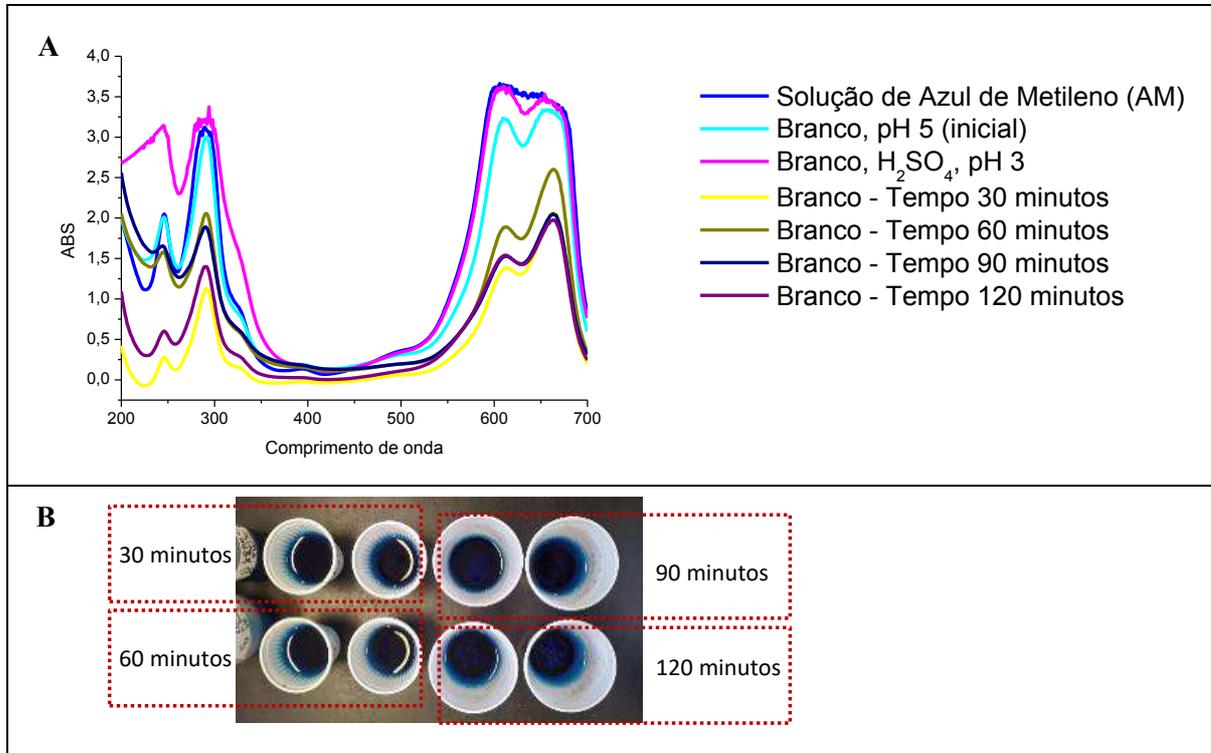
Todavia, essa redução da ABS dos picos de absorbância não resultou em remoção visual considerável da cor azul, que assumiu um tom um pouco esverdeado, conforme observa-se na fotografia da Figura 15B. Os resultados pouco satisfatórios comprovaram a necessidade do peróxido de hidrogênio para que haja reação.

A pesquisa de Santos *et al.* (2016), que utilizam os catalisadores 15FeOx/NaZSM-5, 15CoOx/NaZSM-5 e 15CuOx/NaZSM-5, evidência que na ausência de H₂O₂ não ocorreu o fenômeno de adsorção, não ocorrendo a descoloração do corante azul de metileno. O mesmo foi visto por Santos, Silva e Thompson (2016) onde o processo de adsorção não foi eficaz mostrando que o sistema não foi ativo, os autores, utilizaram os catalisadores a base de carvão ativado a partir de resíduos de PET e cloreto férrico.

Na avaliação da remoção de DQO (Tabela 13) observou-se um aumento de 45%, possivelmente devido à contribuição de matéria orgânica advinda do lodo, o que já pôde ser evidenciado na análise dos espectros de absorção.

O experimento 2 foi realizado na concentração de AM 50 mg/L, sem adição de H₂O₂ e concentração de LETA = 0,95 mg/L e coleta de alíquotas após sedimentação, em pH baixo para posterior elevação do pH, a diferença nos resultados da varredura espectral (Figura 16A), comparativamente com as varreduras obtidas no experimentos 1, provavelmente se deu pela ocorrência da sedimentação do lodo e seus componentes ainda em pH 3 e posterior elevação do pH das alíquotas com pequena quantidade do lodo. Esse procedimento fez com que não se observasse o aumento da intensidade dos picos na faixa de comprimento de onda entre 300 a 500 nm. Ou seja, pode-se inferir que o aumento de pH na presença de grande quantidade de LETA levou a uma solubilização/dessorção de vários compostos que, neste experimento, não foram observados no espectro de absorção. Contudo, ainda se observou um aumento da DQO em 16% (Tabela 13). Apesar de ocorrer uma redução dos picos no espectro de adsorção (Figura 16A e Tabela 13), tais resultados não foram suficientes para se observar mudança visual de coloração, como pode ser constatado na Figura 16B.

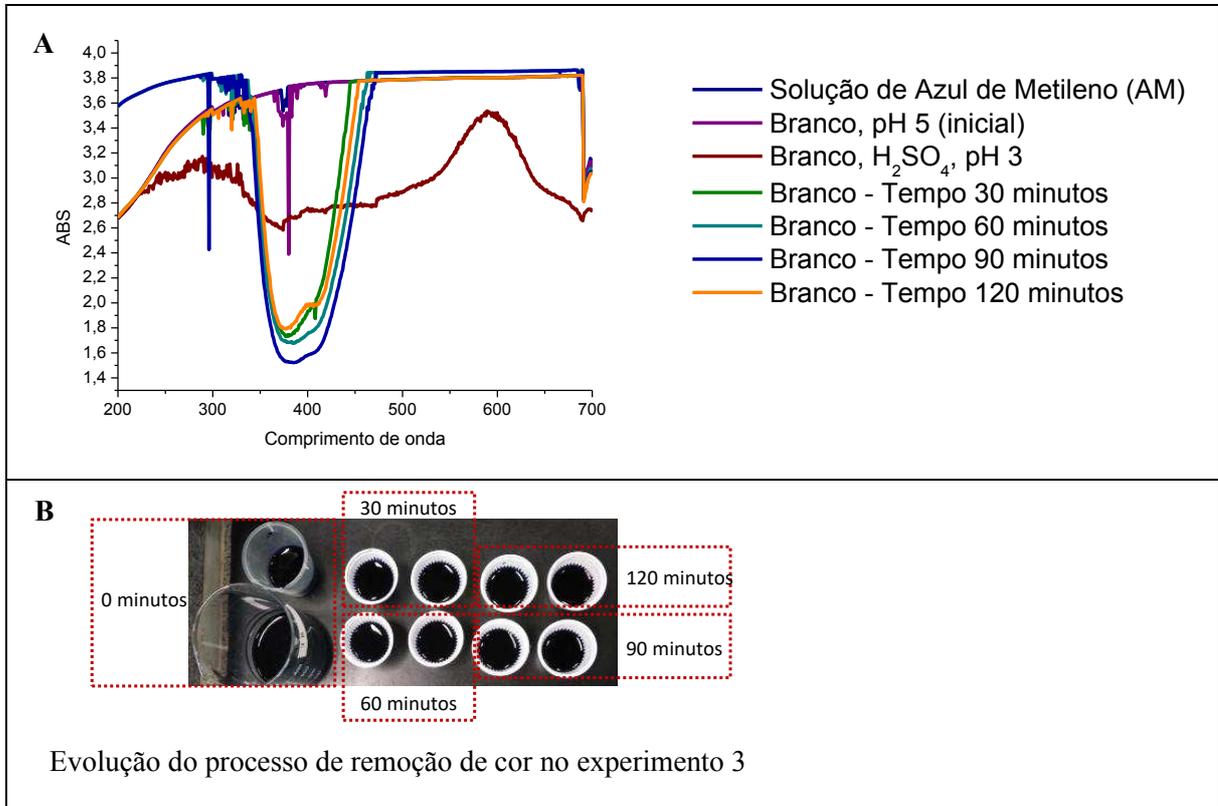
Figura 16 – Resultados do experimento 2. A) Espectro de absorção do experimento 2, nas condições experimentais (concentração de AM = 50 mg/L e LETA (ferro total) = 0,95 mg/L, sem adição de H₂O₂); e B) Evolução do processo de remoção de cor no experimento 2



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Por fim, na Figura 17A, correspondente ao experimento 3 (realizado na concentração elevada de AM, 1.500 mg/L), no qual houve uma redução de 15% de DQO (Tabela 13), possivelmente devido à adsorção do AM ao LETA.

Figura 17 – Resultados do experimento 3. A) Espectro de absorção do experimento 3, nas condições experimentais (concentração de AM = 1.500 mg/L e LETA (ferro total) = 20,7 mg/L, sem adição de H₂O₂); e B) Evolução do processo de remoção de cor no experimento 3



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Tabela 13 – Avaliação da DQO e absorbância (ABS) nos experimentos 1, 2 e 3

Experimento	Condição experimental	Tempo de reação (min.)	DQO (mg/L)*	ABS no pico de 289 nm	ABS no pico de 605 nm
Experimento 1	AM = 50 mg/L e LETA (ferro total) = 2,37 mg/L	120	+45%	-4%	-72 %
Experimento 2	AM = 50 mg/L e LETA (ferro total) = 0,95 mg/L	120	+16%	-59%	-60%
Experimento 3	AM = 1.500 mg/L e LETA (ferro total) = 20,70 mg/L	120	-15%	0%	0%

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Nota: *Feito a elevação do pH a 9, desta alíquota. O valor da DQO inicial em pH 9, corresponde a, 56, 1129 e 83 mg/L, respectivamente, para os experimentos 1, 2 e 3.

Como pode ser observado na Tabela 13, ao aumentar a concentração de AM e LETA, ocorreu a remoção de DQO, porém vale lembrar que o procedimento de elevação do pH também

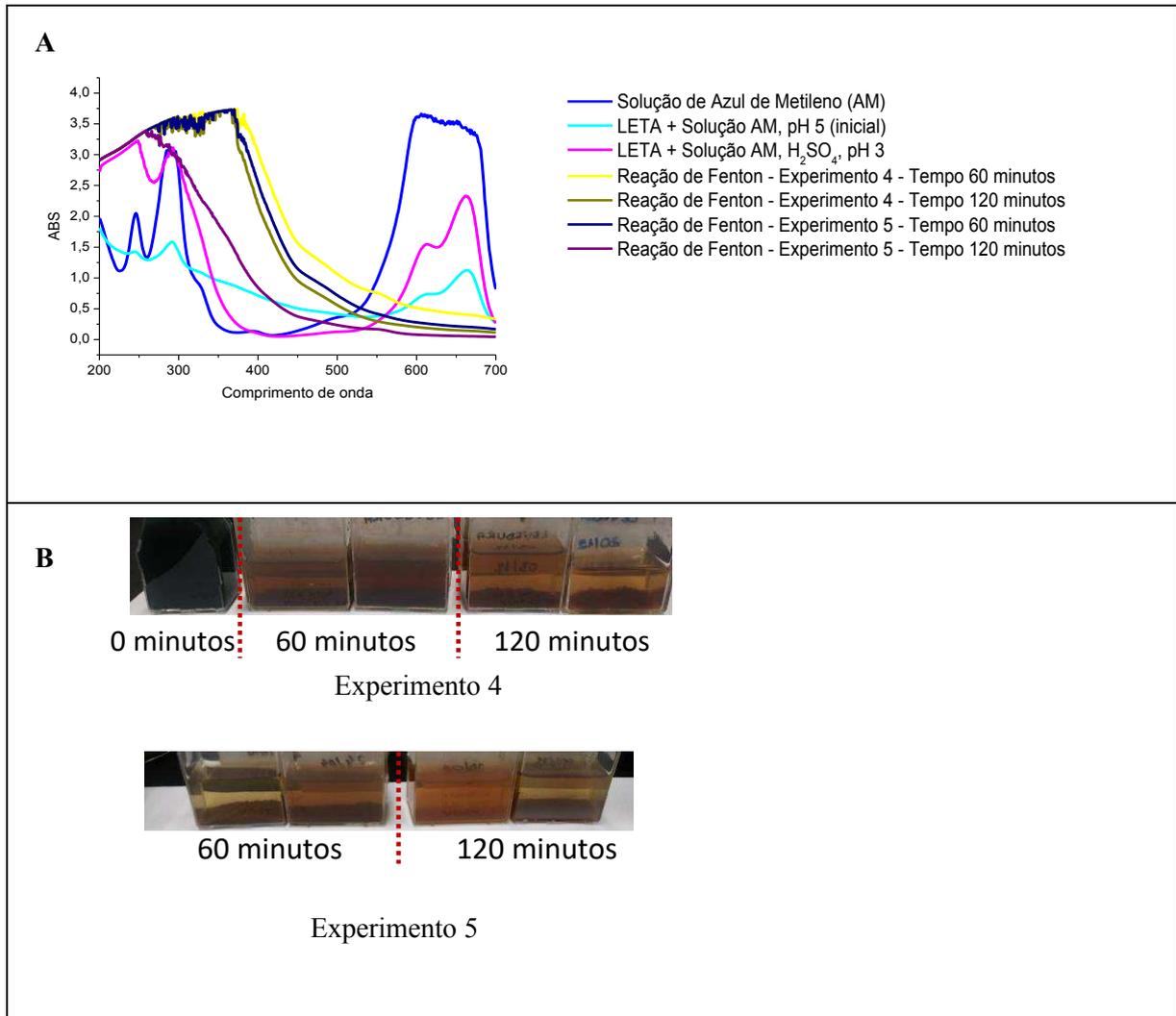
foi diferente nesses experimentos, sendo assim, a influência de tais variáveis ainda será avaliada a seguir.

4.2.3 Estudo preliminar 02

Nas Figuras 18, 19 e 20 estão dispostos os espectros de absorção e as fotografias para visualização da evolução de cor nos experimentos. A Figura 18 refere-se aos espectros de varredura do experimento 4, realizado com concentração de AM 50 mg/L, LETA 2,37 mg/L e H₂O₂ 0,17 mg/L, já o experimento 5 seguiu as seguintes condições: concentração de AM 50 mg/L, LETA 2,37 mg/L e H₂O₂ 0,87 mg/L. As Figuras 19 e 20 correspondem aos experimentos 6 (Condições experimentais: concentração de AM 50 mg/L, LETA 0,95 mg/L e H₂O₂ 1,75 mg/L) e 7 (Condições experimentais: concentração de AM 1.500 mg/L, LETA 20,7 mg/L e H₂O₂ 1,75 mg/L), respectivamente. Todos os gráficos mostram, também, os seguintes espectros de varredura para comparação: solução de AM em que o experimento foi realizado, mistura LETA + água deionizada em pH natural (pH=5) e mistura LETA + solução de AM na concentração ensaiada em pH=3 (essa condição corresponderia tempo 0 minutos, uma vez que, a adição de H₂O₂ inicia a reação Fenton).

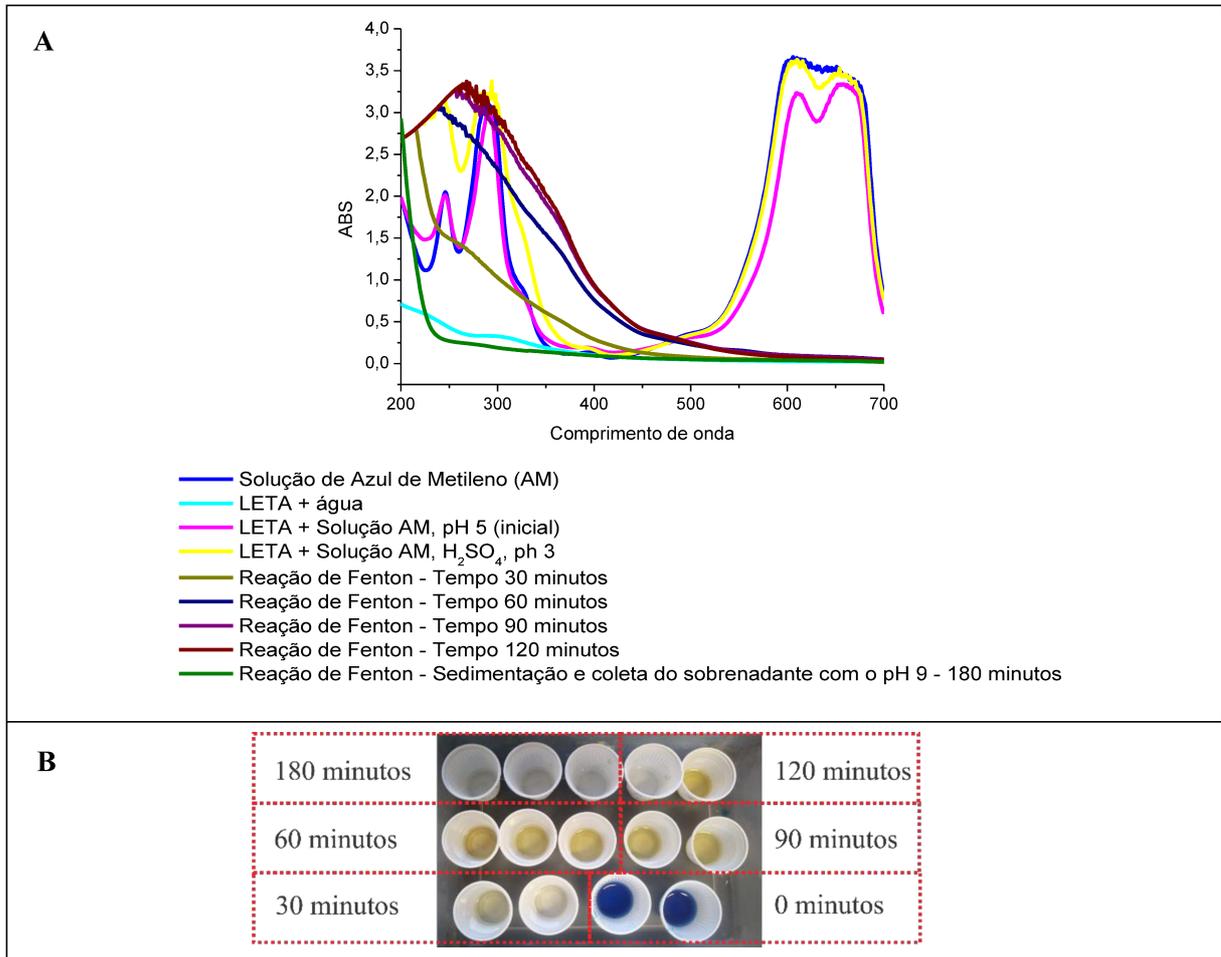
No gráfico da varredura espectral referente aos experimentos 4, 5 e 6 (Figuras 18 e 19), observa-se o desaparecimento em 605 nm, presente nos espectros da solução de AM e mistura LETA + água em pH=3 (tempo= 0 min.). Isso indica ocorrência de reação química com o grupo cromófilo do AM. A remoção da coloração azul é visualmente observada na fotografia da Figura 18B e 19B.

Figura 18 – Resultados dos experimentos 4 e 5. A) Espectro de absorção do experimento, nas condições experimentais do experimento 4 (concentração de AM = 50 mg/L, LETA (ferro total) = 2,37 mg/L e de H_2O_2 = 0,17 mg/L); experimento 5 (concentração de AM = 50 mg/L, LETA (ferro total) = 2,37 mg/L e de H_2O_2 = 0,87 mg/L); e B) Evolução do processo de remoção de cor nos experimentos 4 e 5



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Figura 19 – Resultados do experimento 6. A) Espectro de absorção do experimento, nas condições experimentais (concentração de AM = 50 mg/L, LETA (ferro total) = 0,95 mg/L e de H_2O_2 = 1,75 mg/L); e B) Evolução do processo de remoção de cor no experimento 6



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

No entanto, ocorre há elevação de intensidade/surgimento de picos, que inclusive excedem a capacidade de leitura do equipamento na região entre 200 e 450 nm. Isso pode ser atribuído ao desprendimento de compostos do LETA, que poderão ser os produtos químicos empregados no tratamento, ou formação de produtos de degradação capazes de absorver reação nessa região. Vale ressaltar que, a melhor eficiência para a remoção de ABS se deu no experimento 6 (99% de remoção na ABS do pico em 605 nm), o que é visualmente perceptível na análise da Figura 19B. Vale ressaltar que no experimento 6 utilizou-se maior concentração de H_2O_2 , que pode ter contribuído para tal resultados.

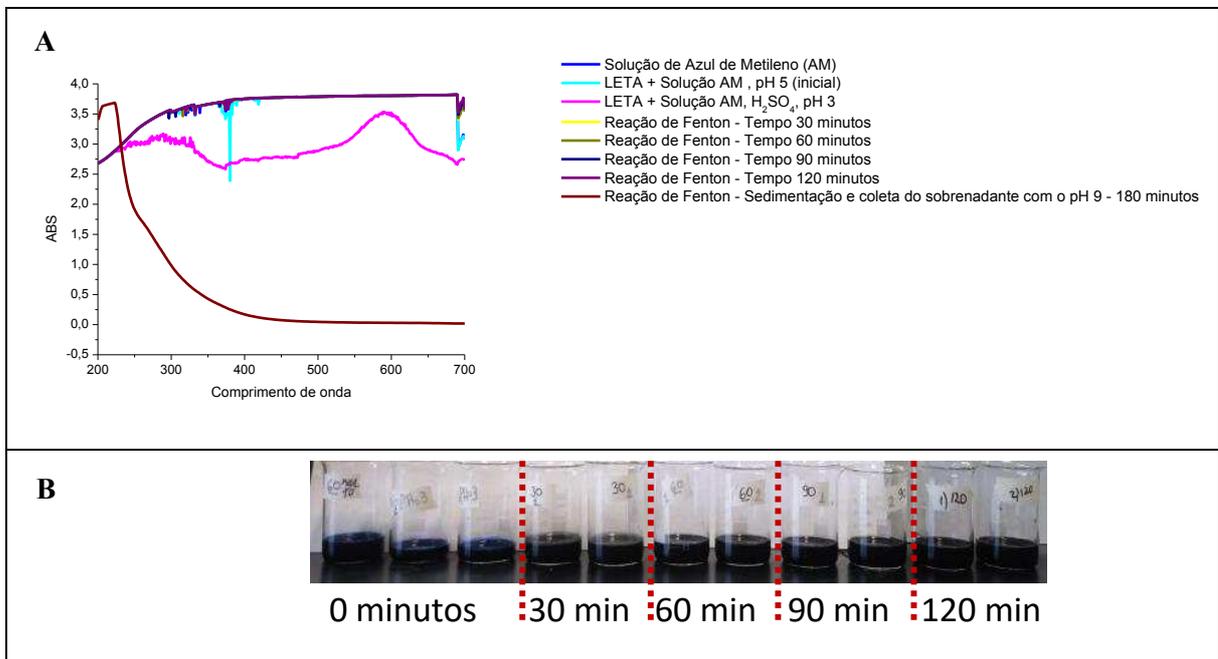
Em relação à remoção de DQO, em 120 minutos, nos experimentos 4 e 5, ocorreu um aumento de DQO equivalente a 49% e 27%, respectivamente (Tabela 14). Já em relação ao experimento 6, houve alteração no valor da DQO em 1%, no tempo de reação de 120 minutos.

No caso do experimento 6 foi realizado o teste no tempo de 180 minutos, no qual retirou-se o sobrenadante para posterior elevação do pH a 9 (aumento do pH sem a presença do LETA). Neste caso, obteve-se um desempenho de 45% de remoção de DQO e considerável remoção da cor (Figura 19B), constatando que a coleta do sobrenadante após a sedimentação da amostra pode ser mais eficiente. Porém, é válido lembrar que o tempo para coleta da alíquota foi maior e também pode ter contribuído para o melhor desempenho.

No experimento 7 a única alteração no gráfico da varredura ocorre quando se reduz o pH para 3 e ao final da reação Fenton com a sedimentação de 60 minutos e posterior coleta do sobrenadante para elevar o pH a 9. Deste modo, evidência que o processo de sedimentação faz a diferença para a remoção de cor, mesmo não sendo visto visualmente na fotografia (Figura 20B), o fato é comprovado pelo gráfico e pela alteração nos picos de absorbância (63 e 99%, ABS 289 e 605 nm, respectivamente) descritas na Tabela 14.

Figura 20 – Resultados do experimento 7. A) Espectro de absorção do experimento, nas condições experimentais (concentração de AM = 1.500 mg/L, LETA (ferro total) = 20,7 mg/L e de H₂O₂ = 1,75 mg/L); e B) Evolução do processo de remoção de cor no experimento

7



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Para o experimento 7, nas condições experimentais com concentrações de LETA 20,7 mg/L, H₂O₂ 1,75 mg/L e AM 1.500 mg/L, com tempo de 120 minutos. Foram coletadas alíquotas nos tempos pré-determinados e o aumento do pH ocorreu no béquer, junto com o lodo.

Porém, no tempo de 120 minutos retirou-se uma alíquota e aguardou-se 60 minutos de sedimentação, no final coletou-se o sobrenadante e posteriormente elevou-se o pH (totalizando 180 minutos do processo de reação). A reação de Fenton até o tempo de 120 minutos resultou uma remoção de DQO de 21%, somente quando o sobrenadante foi retirado e o pH elevado sem a presença do lodo (tempo de reação de 120 minutos + 60 sedimentação = 180 minutos) é que, de fato, houve elevada eficiência de DQO de 85% (Tabela 14). A elevação do pH juntamente com o LETA não se mostrou eficaz e não houve bom desempenho para remoção de cor (Figuras 20B).

A remoção de DQO se mostrou eficaz somente no experimento 7 no tempo de 180 minutos. Assim, como previsto anteriormente, a etapa de repouso da amostra e posterior elevação do pH tem mostrado com bons resultados tanto para remoção de DQO como para redução das absorvâncias, como pode ser observado na Figura 20A (tempo de 180 minutos).

Tabela 14 – Avaliação da DQO e absorvância (ABS) nos experimentos 4, 5, 6 e 7

Experimento	Condição experimental	Tempo de reação (min.)	Tempo do processo (min.)***	DQO (mg/L)	ABS no pico de 289 nm	ABS no pico de 605 nm
Experimento 4	AM = 50 mg/L; LETA (ferro total) = 2,37 mg/L e H ₂ O ₂ = 0,17 mg/L	120	-	+49%**	-17%	-90%
Experimento 5	AM = 50 mg/L; LETA (ferro total) = 2,37 mg/L e H ₂ O ₂ = 0,87 mg/L	120	-	+27%**	0%	-93%
Experimento 6	AM = 50 mg/L; LETA (ferro total) = 0,95 mg/L e H ₂ O ₂ = 1,75 mg/L	120	-	+1%*	-1%	-98%
		-	180	-45%*	-93%	-99%
Experimento 7	AM = 1.500 mg/L; LETA (ferro total) = 20,70 mg/L e H ₂ O ₂ = 1,75 mg/L	120	-	-21%*	0%	-10%
		-	180	-85%*	-63%	-99%

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Nota: *Feito a elevação do pH a 9, desta alíquota. ** Considerou a DQO inicial (LETA+AM com pH 5, natural ao processo). O valor da DQO inicial em pH 9, corresponde a, 83 e 1129 mg/L, respectivamente, para os experimentos 4, 5, 6 e 7. *** Tempo do processo = tempo de reação + sedimentação.

Ressalta-se que, nos experimentos 4, 5, 6 e 7, foram feitas análises para verificar a presença de peróxido residual, ao final da reação e foi constatado que não havia presença do oxidante.

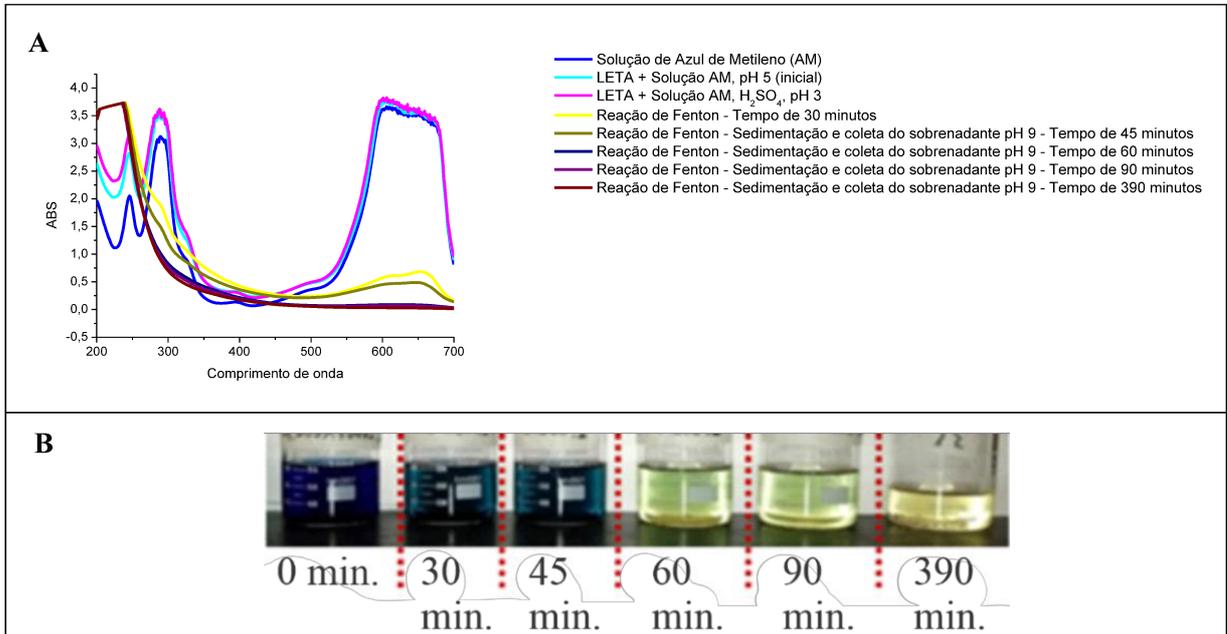
4.2.4 Estudo preliminar 03

Nas Figuras 21, 22, 23 e 24 estão dispostas as figuras da varredura dos espectros de absorção e as fotografias referentes às evoluções dos processos de remoção/alteração de cor. As Figuras 21 e 23 representam os experimentos 8 e 10, realizados com baixa concentração de AM 50 mg/L, LETA 0,95 mg/L e H₂O₂ 1,75 mg/L; as Figuras 22 e 24 correspondem aos experimentos 9 e 11 conduzidos na concentração de AM 1.500 mg/L, LETA 20,7 mg/L e H₂O₂ 1,75 mg/L.

Para o estudo preliminar 03, os experimentos sofreram alterações no tempo de reação e coleta do material para análise. Sendo que, para os experimentos 8 e 9 o tempo inicial da reação Fenton com agitação magnética foi fixado em 30 minutos e após o repouso das amostras em 15, 30, 60 e 360 minutos, totalizando o tempo do processo em 45, 60, 90 e 390 minutos de processo, respectivamente. Assim, após a sedimentação, coletou-se o sobrenadante e elevou-se o pH a 9. O resultado desse procedimento pode ser observado na Figura 21. Neste caso, obteve-se uma eficiência de 99% de remoção de ABS em 605 nm (Tabela 15) e, mesmo com um tempo longo de processo (390 minutos), não ocorreu diferença expressiva em comparação a 60 minutos de sedimentação + reação em termos de diminuição da ABS em 605 nm (98%), Figura 21A. Visualmente, observa-se na Figura 21B a alteração de cor mais acentuada a partir de 60 minutos.

Figura 21 – Resultados do experimento 8. A) Espectro de absorção do experimento, nas condições experimentais (concentração de AM = 50 mg/L, LETA (ferro total) = 0,95 mg/L e de H₂O₂ = 1,75 mg/L); e B) Evolução do processo de remoção de cor no experimento

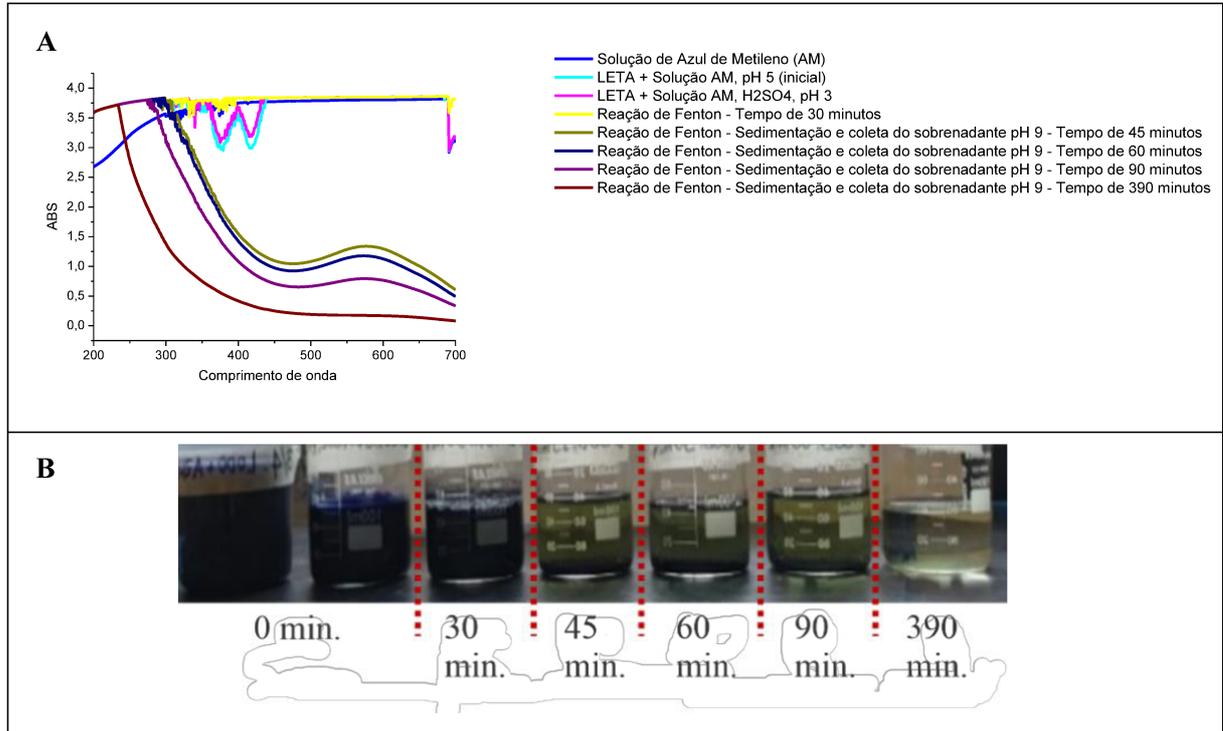
8



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

No experimento 9 (Figura 22), a agitação foi de até 30 minutos; em seguida, houve a sedimentação das amostras (15, 30, 60 e 360 minutos), totalizando o tempo do processo em 45, 60, 90 e 390 minutos e coleta das alíquotas imediatamente no final da sedimentação, para posterior aumento do pH. Neste processo, a remoção de DQO ocorreu acima de 50%. Isso evidencia que o tempo da reação e sedimentação se mostram importantes variáveis no processo Fenton.

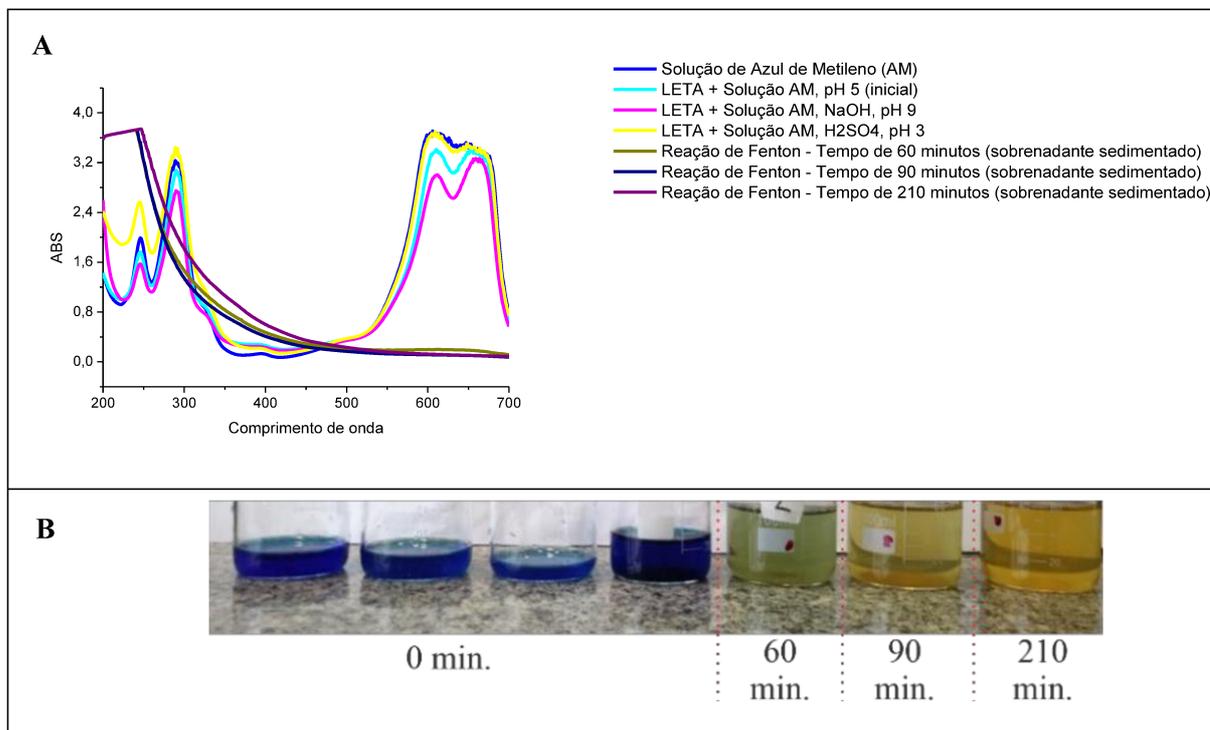
Figura 22 – Resultados do experimento 9. A) Espectro de absorção do experimento, nas condições experimentais (concentração de AM = 1.500 mg/L, LETA (ferro total) = 20,7 mg/L e de H₂O₂ = 1,75 mg/L); e B) Evolução do processo de remoção de cor no experimento 9



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

A Figura 23A mostra o espectro de absorção de um teste (Experimento 10) realizado para verificar se o aumento do tempo de agitação (30, 60 e 180 minutos) e sedimentação de 30 minutos, totalizando o processo de reação em 60, 90 e 210 minutos, com posterior coleta de alíquota, teria algum resultado diferente do anterior (experimentos 8). Como foi visto, não se obteve um resultado expressivo para a remoção/alteração de cor e nem para a remoção da matéria orgânica. Ao contrário, observou-se um aumento da DQO em 13%. Contudo, a remoção da cor azul mostrou-se visualmente eficiente (Figura 23B) tendo resultado de 96% para o pico analisado de 605 nm (Tabela 15).

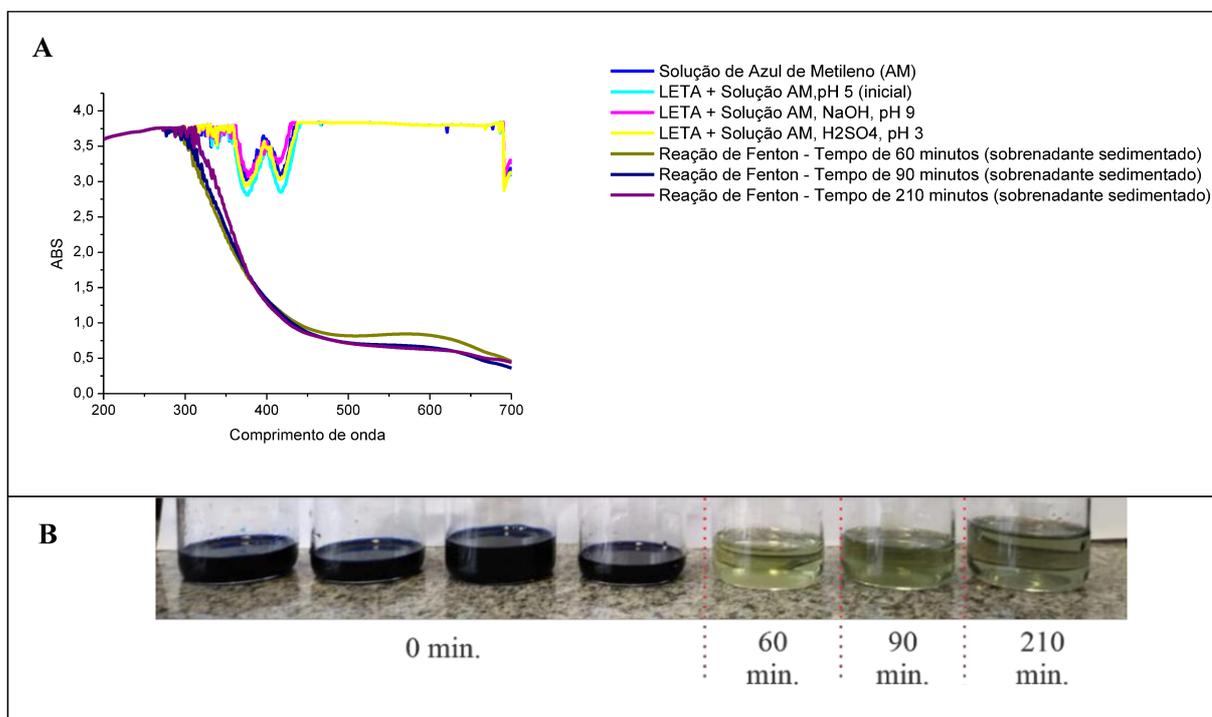
Figura 23 – Resultados do experimento 10. A) Espectro de absorção do experimento, nas condições experimentais (concentração de AM = 50 mg/L, LETA (ferro total) = 0,95 mg/L e de H_2O_2 = 1,75 mg/L); e B) Evolução do processo de remoção de cor no experimento 10



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Na Figura 24A são mostrados os espectros de varreduras das alíquotas retiradas em 60, 90 e 210 minutos no tempo de reação do processo (reação + sedimentação), na reação conduzida com concentrações de AM 1.500 mg/L, LETA 20,7 mg/L e H_2O_2 1,75 mg/L (experimento 11). Ao término dos referidos tempos, coletaram-se as alíquotas, que foram submetidas à sedimentação por 30 minutos e, após esse tempo de repouso, foi recolhido o sobrenadante para posterior elevação do pH. Esse procedimento apresentou bons resultados como pode ser visto através da alteração do espectro de absorção, inclusive com desaparecimento do pico em 605 nm, (Figura 24A). Com relação à remoção de DQO, no experimento 11, obteve-se o melhor desempenho, com eficiência de remoção de 90% na comparação com todos os processos realizados até nesta etapa final dos estudos preliminares (Tabela 15). Assim, fixou-se esse procedimento como o mais adequado para se trabalhar com o LETA e, a partir dele, obter as variáveis de níveis de um planejamento fatorial para melhor investigação do processo.

Figura 24 – Resultados preliminares para o experimento 11. A) Espectro de absorção do experimento, nas condições experimentais (concentração de AM = 1.500 mg/L, LETA (ferro total) = 20,7 mg/L e de H₂O₂ = 1,75 mg/L); e B) Evolução do processo de remoção de cor no experimento 11



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Tabela 15 – Avaliação da DQO e absorbância (ABS) nos experimentos 8, 9, 10 e 11

Experimento	Condição experimental	Tempo do processo (min.)***	DQO (mg/L)*	ABS no pico de 289 nm	ABS no pico de 605 nm
Experimento 8	AM = 50 mg/L; LETA (ferro total) = 0,95 mg/L e H ₂ O ₂ = 1,75 mg/L	390	+3%	-76%	-99%
Experimento 9	AM = 1.500 mg/L; LETA (ferro total) = 20,70 mg/L e H ₂ O ₂ = 1,75 mg/L	390	-66%	-58%	-96%
Experimento 10**	AM = 50 mg/L; LETA (ferro total) = 0,95 mg/L e H ₂ O ₂ = 1,75 mg/L	210	+13%	-39%	-96%
Experimento 11**	AM = 1.500 mg/L; LETA (ferro total) = 20,70 mg/L e H ₂ O ₂ = 1,75 mg/L	210	-90%	0%	-84%

Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Nota: *Feito a elevação do pH a 9, desta alíquota. O valor da DQO inicial em pH 9, corresponde a 83, 1375, 74 e 1417 mg/L, respectivamente, para os experimentos 8, 9, 10 e 11. *** Tempo do processo = tempo de reação + sedimentação.

4.3 RESULTADO DO PLANEJAMENTO FATORIAL

Diante de toda a discussão apresentada anteriormente (estudos preliminares de 01 a 03), foi possível concluir que as concentrações de LETA, H₂O₂ e o tempo de reação são relevantes e, sendo assim, devem ser avaliadas na otimização do processo. Dessa forma, na Tabela 16, estão apresentados os resultados de desempenho de remoção de DQO, obtidos como variável resposta, no delineamento experimental predefinido para a concentração de AM elevada (1.500 mg/L).

Tabela 16 - Porcentagens de remoção de DQO nos experimentos realizados de acordo com a matriz planejamento fatorial (AM 1.500 mg/L)

EXPERIMENTO	H ₂ O ₂ (mg/L)	CONCENTRAÇÃO DE FERRO NO LETA (mg/L)	TEMPO DE REAÇÃO (minutos)	REMOÇÃO DE DQO EM %
1	7,00	10,35	180	39,6
2	1,75	10,35	30	43,0
3	4,38	15,53	105	31,2
4	1,75	20,70	180	91,8
5	1,75	10,35	180	86,9
6	7,00	20,70	30	46,1
7	7,00	10,35	30	39,2
8	7,00	20,70	180	77,7
9	1,75	20,70	30	85,4

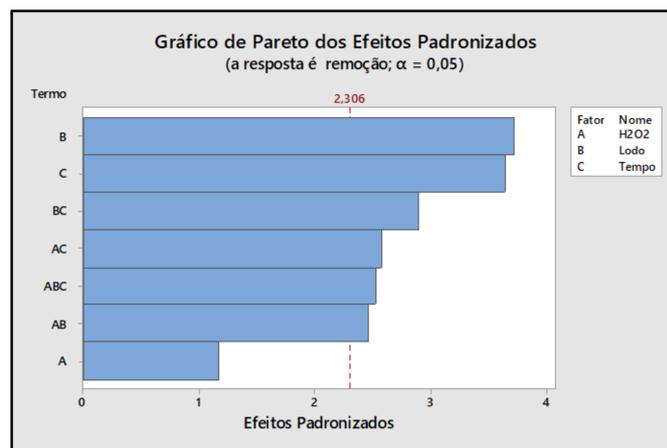
Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Nota: Feito a elevação do pH a 9, desta alíquota.

O gráfico de Pareto (Figura 25), gerado no *software* Minitab 19, mostra que os fatores concentração de LETA (lodo) (B) e tempo de reação (C), bem como a interação entre o tempo e a concentração de LETA foram os efeitos mais significativos na remoção de DQO. A concentração de H₂O₂ (A), individualmente, não se apresentou significativa para o processo, porém, sua interação com outras variáveis foi significativa. Para construção do gráfico de contorno (Figura 26) estabeleceu primeiro os melhores fatores, no caso, concentração do LETA pelo tempo de reação (Figura 26A), e no segundo, relação entre concentração de LETA e peróxido de hidrogênio (Figura 26B). Assim, pode-se observar que o percentual de remoção da matéria orgânica é mais efetivo nas extremidades de 20 mg/L de lodo e 175 minutos (Figura

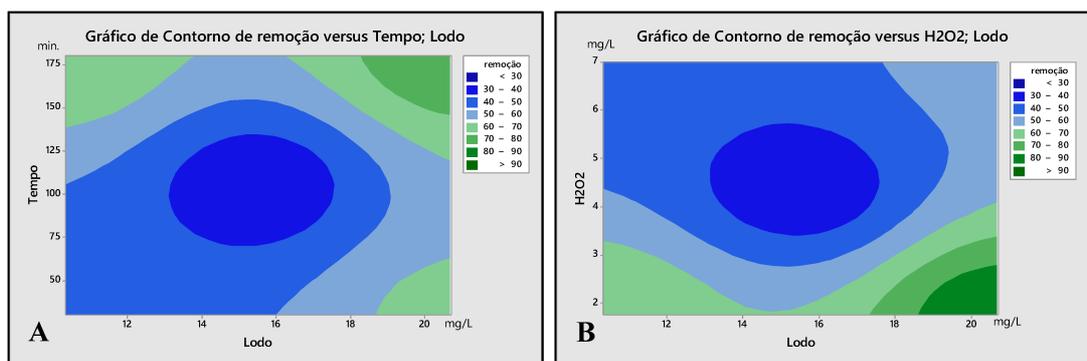
26A). Ou seja, ainda pode-se testar aumentar a concentração do LETA para verificar a possibilidade de aumento na remoção de matéria orgânica. E com relação a quantidade de H_2O_2 (Figura 26B) pode-se observar que concentração entre 2 e 4 mg/L, foi mais eficaz para remoção da DQO.

Figura 25 – Gráfico de Pareto do tratamento dos dados do Planejamento Fatorial considerando a remoção de DQO como variável resposta



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Figura 26 – A) Gráfico de Contorno, remoção de DQO *versus* tempo e concentração de LETA; e B) Gráfico de Contorno, remoção de DQO *versus* H_2O_2 e concentração de LETA



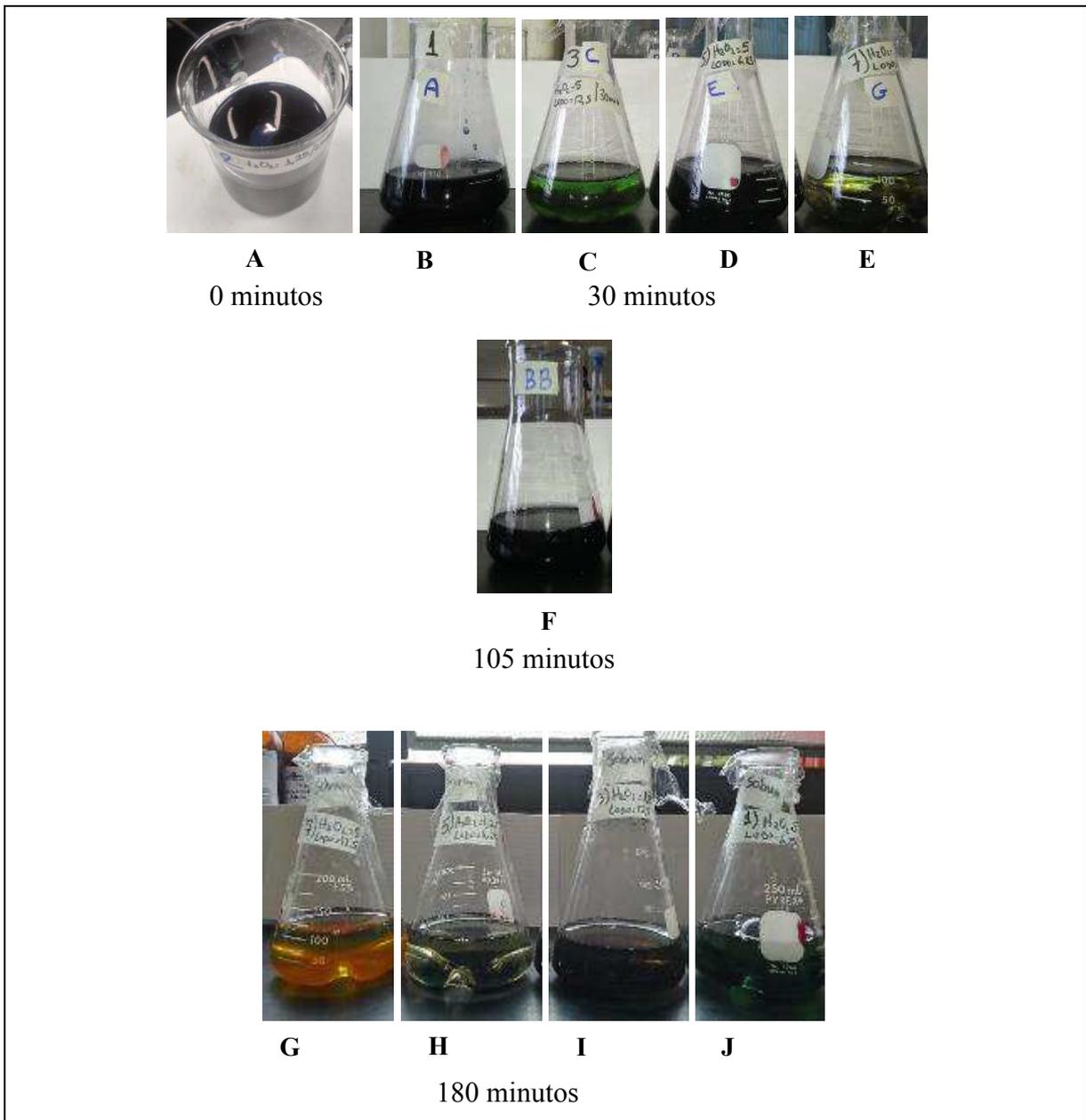
Fonte: Elaborado pela autora (2019).

A Figura 27 mostra o aspecto visual das amostras ao final dos experimentos. Observe a nítida alteração da cor azul e diferenciação na sedimentabilidade do lodo. Sendo mais evidenciados nos seguintes experimentos:

- Experimento C: H_2O_2 = 7,00 mg/L, LETA = 20,70 mg/L, tempo = 30 minutos;
- Experimento E: H_2O_2 = 1,75 mg/L, LETA = 20,70 mg/L, tempo = 30 minutos;
- Experimento G: H_2O_2 = 7,00 mg/L, LETA = 20,70 mg/L, tempo = 180 minutos;

- Experimento H: $\text{H}_2\text{O}_2 = 1,75 \text{ mg/L}$, LETA = 10,35 mg/L, tempo = 180 minutos.

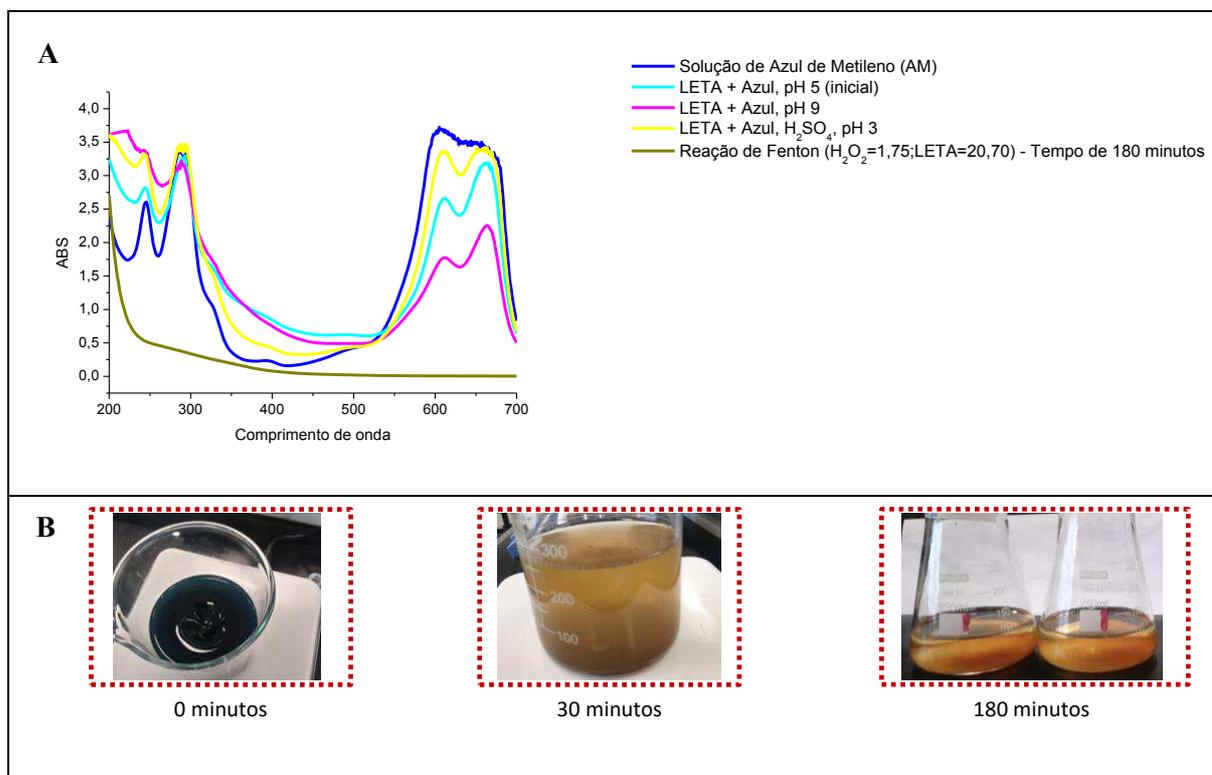
Figura 27 – Aspecto visual no final dos experimentos para o tempo de agitação conforme a matriz do planejamento fatorial: A) tempo 0, B) experimento B: $\text{H}_2\text{O}_2 = 1,75 \text{ mg/L}$, LETA = 10,35 mg/L e tempo = 30 min.; C) experimento C: $\text{H}_2\text{O}_2 = 7,00 \text{ mg/L}$, LETA = 20,70 mg/L e tempo = 30 min.; D) experimento D: $\text{H}_2\text{O}_2 = 7,00 \text{ mg/L}$, LETA = 10,35 mg/L e tempo = 30 min.; E) experimento E: $\text{H}_2\text{O}_2 = 1,75 \text{ mg/L}$, LETA = 20,70 mg/L e tempo = 30 min.; F) experimento F: $\text{H}_2\text{O}_2 = 4,38 \text{ mg/L}$, LETA = 15,53 mg/L e tempo = 105 min.; G) experimento G: $\text{H}_2\text{O}_2 = 7,00 \text{ mg/L}$, LETA = 20,70 mg/L e tempo = 180 min.; H) experimento H: $\text{H}_2\text{O}_2 = 1,75 \text{ mg/L}$, LETA = 10,35 mg/L e tempo = 180 min.; I) experimento I: $\text{H}_2\text{O}_2 = 1,75 \text{ mg/L}$, LETA = 20,70 mg/L e tempo = 180 min.; J) experimento J: $\text{H}_2\text{O}_2 = 7,00 \text{ mg/L}$, LETA = 10,35 mg/L e tempo = 180 min.



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Com base nos resultados do planejamento fatorial do azul de metileno concentrado (1.500 mg/L), aplicou-se a melhor condição experimental na concentração baixa de AM (50 mg/L). A Figura 28 mostra o espectro de absorção do corante com concentração baixa de AM. Nesta, percebe-se que ocorreu desempenho satisfatório, com remoção de 93% e 100% no comprimento de onda de 289 e 605 nm, respectivamente. Para a DQO também houve uma remoção de 49%, fato este que, para a concentração baixa de AM, até o momento ainda não havia ocorrido, o mais próximo a esse resultado foi para o experimento 6 do estudo preliminar 02, com valor de 45%. De modo visual, Figura 28B, a diferença de cor é expressiva, algo que inicia com um azul meio esverdeado e termina com tom bege claro.

Figura 28 – A) Espectro de absorção do experimento realizado nas condições otimizadas do planejamento fatorial (LETA (ferro total) = 20,7 mg/L, H_2O_2 = 1,75 mg/L e tempo de reação de 180 minutos) aplicado à solução de AM 50 mg/L; e B) Evolução visual os aspectos das soluções pós ensaios seguindo o planejamento fatorial



Fonte: Elaborado pela autora (2019).

Vale destaca-se que este estudo pode ser considerado ainda preliminar, com uma necessidade de aprofundamento. Adicionalmente, ressalta-se que se trata de uma pesquisa pioneira

com a utilização de lodo de ETA como catalizador na reação de Fenton. No Brasil, o descarte do lodo de ETA ou o seu aproveitamento ainda não possuem uma solução de fato atrativa.

5 CONCLUSÃO

A caracterização do LETA do decantador, indicou que o material tem grande potencial poluidor, devido ao elevado valor de STV e do teor de ferro, sendo assim, não deverá ser lançado no ambiente sem tratamento prévio.

Com o resultado do elevado teor de ferro no LETA, esse mostrou ser uma fonte alternativa promissora para utilização na reação de Fenton. A avaliação das etapas exploratória e estudos preliminares possibilitaram chegar a esta conclusão e verificar as principais condições experimentais.

Para o Planejamento Fatorial, pode-se verificar que a matéria orgânica presente na solução pode ser removida através da reação de Fenton com o uso do LETA, tendo uma eficiência acima de 80% para a concentração de 1.500 mg/L do AM, para as seguintes condições experimentais: 1º) LETA = 20,7 mg/L, H₂O₂ = 1,75 mg/L e tempo de reação = 30 minutos; 2º) LETA = 10,35 mg/L, H₂O₂ = 1,75 mg/L e tempo de reação = 180 minutos; e 3º) LETA = 20,7 mg/L, H₂O₂ = 1,75 mg/L e tempo de reação = 180 minutos.

Com relação ao resultado para a concentração de 50 mg/L de AM, a partir do melhor resultado com base no planejamento fatorial, obteve remoção de DQO em 49% e diminuição nos comprimentos de onda de 289 e 605 nm acima de 90%.

Portanto, a partir do estudo é possível verificar que o LETA poderá ser utilizado como catalisador na reação de Fenton para remoção de matéria orgânica e descoloração de corante.

5.1 RECOMENDAÇÕES

De acordo com os resultados, discussões e conclusões obtidos com esta pesquisa, é recomendado que:

1. Sejam realizados estudos com a água de lavagem dos filtros, visando a um tratamento da mesma, já que ela também é descartada no leito do rio.
2. Seja realizado estudo para avaliação da possibilidade do tratamento dos resíduos descartados na própria estação de tratamento.
3. Avalie-se, na reação de Fenton: a aplicação de corante aniônico, o precipitado gerado no processo e sua caracterização e o aumento da concentração do LETA na reação.

REFERÊNCIAS

- ACHON, C.L.; CORDEIRO, J.S. Destinação e disposição final de lodo gerado em ETA - LEI 12.305/2010. ASSEMAE - Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento. **XIX Exposição de Experiências Municipais em Saneamento**, Poços de Caldas, 2015. Disponível em: <http://www.trabalhosassemae.com.br/sistema/repositorio/2015/1/trabalhos/103/151/t151t1e1a2015.pdf>. Acesso em: 4 abr. 2019.
- ACHON, C.L.; CORDEIRO, J.S. Riscos da destinação de lodos de ETAs - LEIS 9.605/1998 e 12.305/2010. ASSEMAE - Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento. **XVII Exposição de Experiências Municipais em Saneamento**, Vitória, 2013. Disponível em: <http://trabalhosassemae.com.br/2013/DVD/pdf/VII-28+0116965225.pdf>. Acesso em: 4 abr. 2019.
- ADÁRIO, Mariana Lima. **Utilização do processo Fenton homogêneo no tratamento de efluentes geradores em cabines de pintura da indústria moveleira**. 2014. Monografia (Título de Engenharia Ambiental e Sanitária) – Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2014. Disponível em: https://www.ufjf.br/engsanitariaeambiental/files/2014/02/TFC_Mariana-Lima-Ad%cc3%a1rio.pdf. Acesso em: 14 ago. 2019.
- ADLER, E. Gestion des boues d'eau potable: à la recherche des bonnes pratiques. **L'eau, L'industrie, Les Nuisances**. Traitement et valorisation des boues, n. 257, 2002. Disponível em: <https://pdfs.semanticscholar.org/eb00/23e0d862f811737bf8a52330eb3ae2eebe9d.pdf>. Acesso em: 30 dez. 2019.
- ALMEIDA, A.P.V.; CARVALHO, K.Q.; PASSIG, F.H. Caracterização quantitativa do lodo gerado na estação de tratamento de água de Campo Mourão PR. **Revista eletrônica Técnico-Científica do IFSC**, Santa Catarina, v. 1, n. 1, p. 36-40, 2010. Disponível em: <https://pdfs.semanticscholar.org/d556/0ce87b1614e08172212ec2f0e85e322523ac.pdf>. Acesso em: 15 abr. 2019.
- AMORIM, C.C.; LEÃO, M.M.D.; MOREIRA, R.F.P.M. Comparação entre diferentes processos oxidativos avançados para degradação de corante azo. **Revista Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 4, p. 543-550, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522009000400014>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522009000400014&script=sci_abstract&tlng=pt. Acesso em: 12 ago. 2019.
- AMORIM, Camila Costa de. **Avaliação do uso de resíduo da indústria siderúrgica na descolorização de efluentes têxteis através de processos oxidativos avançados**. 2007. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/BUDB-8APPQN>. Acesso em: 13 abr. 2019.
- ANDRADE, C.F.; SILVA, C.M.; OLIVEIRA, F.C. Gestão ambiental em saneamento: uma revisão das alternativas para tratamento e disposição do lodo de ETA e seus impactos na qualidade das águas. **V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. IBEAS – Instituto

Brasileiro de Estudos Ambientais, Belo Horizonte, 2014. Disponível em: <http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2014/IX-004.pdf>. Acesso em: 31 mar. 2019.

ANDRADE, Patrícia de Souza. **Avaliação do impacto ambiental da utilização de resíduos de estações de tratamento de água em indústrias de cerâmica vermelha**: estudo de caso. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/jspui/handle/REPOSIP/258198>. Acesso em: 19 abr. 2019.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23th Baltimore, Maryland: United Book Press, Inc, 2017.

ARAÚJO, A.L.P.; COSSICH, E.S.; TAVARES, C.R.G. Remoção de DQO de efluente de indústria de celulose e papel empregando reagente Fenton. **Revista Scientia Plena**, Sergipe, v. 5, n. 7, p. 1-9, 2009. Disponível em: <https://www.scientiaplena.org.br/sp/article/view/638/300>. Acesso em: 8 ago. 2019.

ARAÚJO, F. P.; NAVES, F. L.; VIEIRA, V. M. M. Estudo da lama vermelha como meio de reação Fenton no tratamento de efluentes da indústria têxtil. **XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química**, 2014. DOI: 10.5151/chemeng-cobeq2014-0930-22361-148166. Disponível em: <http://www.proceedings.blucher.com.br/article-details/17629>. Acesso em: 13 abr. 2019.

ARAÚJO, Fabiana Valéria da Fonseca. **Estudo do processo Fenton Heterogêneo utilizando hematita (Fe₂O₃) como catalisador na descoloração de solução de corante reativo**. 2008. Tese (Doutorado em tecnologia dos processos químicos e bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: <http://tpqb.eq.ufrj.br/download/processo-fenton-heterogeneo-utilizando-hematita.pdf>. Acesso em: 13 abr. 2019.

ARAÚJO, Flávio de Carvalho. **Avaliação técnica dos resíduos gerados em ETA como substituto parcial de agregados em componentes cimentícios – pavers**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2017. Disponível em: <https://repositorio.bc.ufg.br/tede/bitstream/tede/7970/5/Disserta%C3%A7%C3%A3o%20-%20FI%C3%A1vio%20de%20Carvalho%20Ara%C3%BAjo%20-%202017.pdf>. Acesso em: 4 abr. 2019.

ARAÚJO, K.S.; MALPASS, G.R.P.; URIS, P.M.; CUNHA, P.C.R. Processos oxidativos avançados: fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais e efluentes industriais. **V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, 2014. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2014/II-033.pdf>. Acesso em: 17 ago. 2019.

ARAÚJO, K.S.DE; ANTONELLI, R.; GAYDECZKA, B.; GRANATO, A.C.; MALPASS, G.R.P. Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de água residuais urbanas e efluentes industriais. **Rev. Ambient. Água** [online], v. 11, n. 2, p. 387-401, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1862>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2016000200387&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt. Acesso em: 7 ago. 2019.

ARAÚJO, R.N.; SILVEIRA, L.R. Reaproveitamento de resíduos de ETA e ETE em obras de engenharia. **Revista Técnica e Tecnologia** (Ciência, Tecnologia, Sociedade), Luziânia, v. 1, n. 2, p. 1-16, 2017. Disponível em: http://cts.luziania.ifg.edu.br/CTS1/article/view/87/pdf_26. Acesso em: 1 abr. 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10.004**: classificação de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro. ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10.007**: amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro. ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 9.898**: preservação e técnicas de amostragem de afluentes líquidos e corpos receptores: procedimento. Rio de Janeiro. ABNT, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14.001**: sistemas de gestão ambiental: requisitos com orientações para uso. Rio de Janeiro. ABNT, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 9.001**: sistemas de gestão da qualidade: requisitos. Rio de Janeiro. ABNT, 2015.

AUGUSTO, José. **Lodo de estação de tratamento de água na composição de substratos para produção de mudas de plantas da caatinga**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2016. Disponível em: <https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/tede/9126>. Acesso em: 4 jun. 2019.

BARBOSA, R.M.; POVINELLI, J.; ROCHA, O.; ESPINDOLA, E.L.G. A toxicidade de despejos (lodos) de estações de tratamento de água à *Daphnia similis* (cladocera, crustácea). *In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 2000, Porto Alegre-RS. **Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 2000. Disponível em: <https://pdfs.semanticscholar.org/c2d6/50763d606dbbe8684de83698e7af8ab0b0f5.pdf>. Acesso em: 20 jul. 2019.

BARBOSA, Rosana Maria. **Avaliação do impacto de lodos de estações de tratamento de água à biota aquática através de estudos ecotoxicológicos**. 2000. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000. DOI: 10.11606/T.18.2018.tde-16072018-150318. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-16072018-150318/pt-br.php>. Acesso em: 2 ago. 2019.

BATISTA, Lucilene Ferreira. **Lodos gerados nas estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal: um estudo de sua aptidão para o condicionamento, utilização e disposição final**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2015. Disponível em: https://repositorio.unb.br/bitstream/10482/18139/1/2015_LucileneFerreiraBatista.pdf. Acesso em: 11 abr. 2019.

BENATTI, C.T.; TAVARES, C.R.G.; TONIOLO, F.S. Aplicação dos sistemas $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ e $\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$ no tratamento de efluentes químicos. **ICTR** – Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável, 2004. Disponível em: <https://www.ipen.br/biblioteca/cd/ict/2004/ARQUIVOS%20PDF/13/13-005.pdf>. Acesso em: 4 mai. 2019.

BENTO, N.I.; SANTOS, S.C.; SOUZA, T.; OLIVEIRA, L.C.A.; CASTRO, C.S. Compósito baseado em carvão de PET e lama vermelha como catalisadores para remoção de contaminantes orgânicos em água. **CICAT - XXV Congresso Iberoamericano de Catálisis**, 2016. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2016.04.066. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/301746149_Composites_based_on_PET_and_red_mud_residues_as_catalyst_for_organic_removal_from_water. Acesso em: 14 abr. 2019.

BIDONE, F.; SILVA, A.P.; MARQUES, D.M. Lodos produzidos nas estações de tratamento de água (ETA): desidratação em leitos de secagem e codisposição em aterros sanitários. *In*: ANDREOLI, Cleverton Vitório (coord.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro: Rima, ABES, 2001. Disponível em: <https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/CLeverson.pdf>. Acesso em: 1 jan. 2020.

BORBA, Fernando Henrique. **Aplicação dos processos foto-Fenton e eletrofloculação no tratamento de efluente de curtume**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Engenharia e Ciências Exatas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2010. Disponível em: <http://tede.unioeste.br:8080/tede/handle/tede/1887>. Acesso em: 29 jul. 2019.

BORDONES, G.C.; JIMENEZ, Y. Uso de Lodos Rojos como catalizador en los procesos de oxidación avanzada: una aproximación al estado del arte. **Rev. Tekhné**. Caracas, v. 21, n. 4, p. 026-040, 2018. Disponível em: <http://revistasenlinea.saber.ucab.edu.ve/temas/index.php/tekhne/article/view/3940/3323>. Acesso em: 20 abr. 2019.

BOTERO, W.G.; SANTOS, A.; OLIVEIRA, L.C.; ROCHA, J.C. Caracterização de lodo gerado em estações de tratamento de água: perspectivas de aplicação agrícola. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 8, p. 2018-2022, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422009000800007>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422009000800007. Acesso em: 20 jul. 2019.

BOTTREL, Sue Ellen Costa. **Avaliação da remoção da etilenotiouréia (ETU) e 1,2,4-Triazol através de processos oxidativos avançados e adsorção**. 2012. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012. Disponível em: <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/1012M.PDF>. Acesso em: 13 abr. 2019.

BOTTREL, Sue Ellen Costa. **Remoção da etilenotiouréia em água através de processos oxidativos avançados: avaliação dos intermediários e mecanismos de degradação**. 2016. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/BUBD-AW5L8A>. Acesso em: 11 jul. 2019.

BURGOS, T.N.; KURODA, E.K.; SILVEIRA, C.; SCHUROFF, P.A.; LIMA, N.R.; LOPES, A.M.; PELAYO, J.S. Caracterização microbiológica e físico-química do lodo de decantadores das estações de tratamento de água após desaguamento em leito de drenagem com manta geotêxtil. **Ver. Ciênc. Saúde**, v. 17, n. 1, p. 17-24, 2015. Disponível em: <http://www.periodicoeletronicos.ufma.br/index.php/rcisaude/article/view/4656/2525>. Acesso em: 20 abr. 2020.

BRASIL (1998). **Lei Nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998**. Sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente. Congresso Nacional, Brasília, DF, 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19605.htm. Acesso em: 11 jul. 2019.

BRASIL (2010). **Lei Nº 12.305 de 02 de agosto de 2010**. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Congresso Nacional, Brasília, DF, 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 11 jul. 2019.

BRAUN, L.; DAMKE, L.; FERNANDES, E.J.; BUENO, F.; BORBA, F.H. Processo oxidativo Fenton aplicado no tratamento de efluente de curtume. **VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, 2016. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2016/II-017.pdf>. Acesso em: 8 ago. 2019.

CASTRO, C.S.; GUERREIRO, M.C.; OLIVEIRA, L.C.A.; GONÇALVES, M. Remoção de compostos orgânicos em água empregando carvão ativado impregnado com óxido de ferro: ação combinada de adsorção e oxidação em presença de H₂O₂. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 6, p. 1561-1565, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422009000600039>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422009000600039. Acesso em: 16 abr. 2019.

COELHO, Alessandra Diniz. **Tratamento das águas ácidas de refinaria de petróleo pelos processos Fenton e Foto-Fenton**. 2004. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004. Disponível em: <http://portal.peq.coppe.ufrj.br/index.php/producao-academica/teses-de-doutorado/2004/260-tratamento-das-aguas-acidas-de-refinaria-de-petroleo-pelos-processos-fenton-e-foto-fenton/file>. Acesso em: 29 jul. 2019.

COELHO, R.V.; TAHIRA, F.S.; FERNANDES, F.; FONTENELE, H.B.; TEIXEIRA, R.S. Uso de lodo de estação de tratamento de água na pavimentação rodoviária. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil (REEC)**, Goiânia, v. 10, n. 2, p.11-22, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5216/reec.v10i2.33134>. Disponível em: <https://www.revistas.ufg.br/reec/article/view/33134/18983>. Acesso em: 17 abr. 2019.

CORDEIRO, Rafael da Silva. **Resíduos de estação de tratamento de água na produção de tijolos ecológicos: inovação e gestão industrial sustentável**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia, Campus Fluminense, Macaé, 2018. Disponível em: <http://portal1.iff.edu.br/pesquisa-e-inovacao/pos-graduacao-stricto-sensu/mestrado-em-engenharia-ambiental/dissertacoes-de-mestrado/2018/residuos-de-estacao-de-tratamento-de-agua-na-producao-de-tijolos-ecologicos-inovacao-e-gestao-industrial-sustentavel>. Acesso em: 4 ago. 2019.

CORNWELL, D.A.; MUTTER, R.N.; VANDERMEYDEN, C. **Commercial application and marketing of water plant residuals**. Denver: American Water Works Association, 2000.

CRUZ, Cleonice Lucia Barbosa Mattos da. **Estudo sobre a viabilidade de incorporação do lodo de estação de tratamento de água no substrato para produção de espécies nativas da Mata Atlântica (Brasil)**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro de Tecnologia e Ciências, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: <http://www.peamb.eng.uerj.br/trabalhosconclusao/2018/Peamb-2018-Cleonice-Lucia.pdf>. Acesso em: 1 ago. 2019.

DANTAS, Tirzhá Lins Porto. **Decomposição de peróxido de hidrogênio em um catalisador híbrido e oxidação avançada de efluentes têxtil por reagente Fenton modificado**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/106571>. Acesso em: 13 abr. 2019.

DANTAS, E.R.B.; OLIVEIRA, E.G.; LOPES, W.; LOPES, W.S. Remoção de carga orgânica e cor verdadeira de lixiviado de aterro sanitário utilizando processo oxidativo avançado (POA). **III CONAPESC**, 2018. Disponível em: <https://www.editorarealize.com.br/index.php/artigo/visualizar/43351>. Acesso em: 7 ago. 2019.

DEZOTTI, Márcia (coordenação). Série Escola Piloto de Engenharia Química COPPE/UFRJ. **Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos**. Vol. 5. Rio de Janeiro: E-papers, 2008.

DIAS, F.F.; SILVA, C.V.A.; SANTOS, A.F.M.S.; ANDRADE, J.G.P.; ALBUQUERQUE, I.L.T. Tratamento de efluente da indústria de laticínios aplicando processo oxidativo avançado (H₂O₂/TiO₂/UV). **Revista GEAMA**, Recife, v. 4, n. 3, p. 010-015, 2018. Disponível em: <http://www.journals.ufrpe.br/index.php/geama/article/view/2105/482482709>. Acesso em: 16 jun. 2019.

DIAS, L.M.; BATALIONE, G.; MORAIS, F.U.; SOBRINHO, J.F.; RIBEIRO, M.C.; LISBOA, M.S. Alternativa de destinação final do lodo de estação de tratamento de água – fabricação de blocos cerâmicos II. *In*: **27º Congresso da Associação Interamericana de Engenharia Sanitária**, 2008. Disponível em: <https://pdfs.semanticscholar.org/1fe2/fdc6f98532a4e7dda1ffeb59ea514ff7f5c0.pdf>. Acesso em: 5 ago. 2019.

FADANELLI, L.E.A.; WIECHETECK, G.K. Estudo da utilização do lodo de estação de tratamento de água em solo cimento para pavimentação rodoviária. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, Ponta Grossa, v.2, n. 2, p. 31-37, 2010. Disponível em: <https://revistas2.uepg.br/index.php/ret/article/view/11323/209209209335>. Acesso em: 25 jul. 2019.

FALZIROLLI, Graziella Pessôa. **Material híbrido de paper clay / óxido de grafeno para adsorção de azul de metileno**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Materiais e

Nanotecnologia) – Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo, 2018. Disponível em: <http://tede.mackenzie.br/jspui/handle/tede/3555>. Acesso em: 30 jan. 2020.

FELIX, J.S.A.O.; SOUZA, A.G.; CASTRO, F.D. Estudo cinético da reação de Fenton com pó de minério no tratamento de águas de lavagem de biodiesel e avaliação da lixiviabilidade do resíduo. *In: VOIGT, C.L. (org.). Impactos das tecnologias na engenharia química 3*. Ponta Grossa: Atena Editora, 2019. Recurso eletrônico. DOI: 10.22533/at.ed.31919010420. Disponível em: <https://www.atenaeditora.com.br/post-artigo/10474>. Acesso em: 12 ago. 2019.

FERNANDEZ, L.P.; MIKOWSKI, P.C.B; MACIOSKI, G.; NAGALLI, A.; FREIRE, F.B. Avaliação da incorporação do lodo de estação de tratamento de água em peças de concreto intertravado. **Revista Matéria**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 03, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1517-707620180003.0490>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1517-70762018000300409&lng=pt&nrm=iso. Acesso em: 4 ago. 2019.

FERREIRA, A.C.S.; SILVA, J.B.G.; PEREIRA, R.O.; OLIVEIRA, A.P.S. Avaliação do desenvolvimento do capim Tifton cultivado em latossolo adubado com lodo de ETA. **Revista Internacional de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 07, n. 01, p. 64-83, 2017. DOI: <https://doi.org/10.12957/ric.2017.26466>. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/ric/article/view/26466/21235>. Acesso em: 12 jun. 2019.

FERREIRA, I.L.; ARRUDA, A.T.; CALFAS, J.F.; TORQUATO, R.; SILVA, A.C. Aproveitamento do lodo da estação de tratamento de água (ETA) para crescimento de mudas florestais e frutíferas. **V Seminário Internacional em Ciências do ambiente e Sustentabilidade na Amazônia**, 2018. Disponível em: <https://www.even3.com.br/5sicasa/>. Acesso em: 5 ago. 2019.

GIROLETTI, C.L.; MENEZES, J.C.S.S.; LAPOLLI, F.R.; RECIO, M.A.L.; HASSEMER, M.E.N. Processo UV/H₂O₂ aplicado como pós-tratamento de águas residuárias da indústria de papel e celulose. **Revista DAE**, São Paulo, v. 66, n. 209, p. 99-107, 2018. DOI: 10.4322/dae.2017.018. Disponível em: http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_209_n_1709.pdf. Acesso em: 27 jul. 2019.

GOMES, L.DE M. **Tratamento de efluente da piscicultura utilizando os processos Fenton e eletroquímico: eficiência e toxicidade**. 2016. Tese (Doutorado em Química e Biotecnologia) – Instituto de Química e Biotecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2016. Disponível em: <http://www.repositorio.ufal.br/bitstream/riufal/1741/1/Tratamento%20de%20efluente%20da%20piscicultura%20utilizando%20os%20processos%20fenton%20e%20eletroqu%3%ADmico%3A%20efici%3%AAncia%20e%20toxicidade.pdf>. Acesso em: 8 ago. 2019.

GOMES, P.G.; CARDOSO, I.C.; SOUZA, M.S.; BROCHADO, M.R. Análise da absorção de resíduos industriais por cerâmicas vermelhas. **X Congresso Nacional de Excelência em Gestão**, 2014. Disponível em: https://www.inovarse.org/sites/default/files/T14_0080.pdf. Acesso em: 5 jun. 2019.

GONÇALVES, F.; SOUZA, C.H.U.; TAHIRA, F.S.; FERNANDES, F.; TEIXEIRA, R.S. Incremento de lodo de ETA em barreiras impermeabilizantes de aterro sanitário. Artigo Técnico. **Revista DAE**, São Paulo, v. 65, n. 205, p. 5-14, 2017. DOI: 10.4322/dae.2016.018.

Disponível em: http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_205_n_1661.pdf. Acesso em: 20 jul. 2019.

GONÇALVES, L.O.; MARCELINO, R.B.P.; EMRICH, A.L.; AMORIM, C.; LEÃO, M.M.D. Tratamento do efluente gerado na produção de biodiesel por processo oxidativo avançado: reagente de Fenton. In: **Anais do XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química - COBEQ 2014 [= Blucher Chemical Engineering Proceedings, v.1, n.2]**. São Paulo: Blucher, 2015.

ISSN 2359-1757, DOI 10.5151/chemeng-cobeq2014-1886-17042-176642. Disponível em: <http://www.proceedings.blucher.com.br/article-details/1-tratamento-do-efluente-gerado-na-producao-de-biodiesel-por-processo-oxidativo-avanado-reagente-de-fenton-17812>. Acesso em: 7 ago. 2019.

GOUVEIA, André de Freitas. **Remoção de azul de metileno e vermelho remazol por adsorção utilizando lodo de estação de tratamento de água e carvão ativador granular**. 2014. Monografia (Título de Engenharia Ambiental) – Departamento Acadêmico de Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2014. Disponível em:

http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/5824/1/CM_COEAM_2014_1_02.pdf. Acesso em: 18 abr. 2020.

GUERRA, R.C. **Caracterização e biodegradação de lodo de estações de tratamento de água para descarte em aterro sanitário**. 2005. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2005. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/94985>. Acesso em: 4 abr. 2020.

GUIMARÃES, Iara do Rosário. **Utilização de óxidos de ferro naturais e sintéticos para a oxidação de compostos orgânicos**. 2007. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007. Disponível em:

http://repositorio.ufla.br/jspui/bitstream/1/1944/1/DISSERTA%C3%87%C3%83O_Utiliza%C3%A7%C3%A3o%20de%C3%B3xidos%20de%20ferro%20naturais%20e%20sint%C3%A9ticos%20na%20degrada%C3%A7%C3%A3o%20de%20compostos%20org%C3%A2nicos.pdf. Acesso em: 19 abr. 2020.

GUIMARÃES, N.C.; PÁDUA, V.L. Avaliação de parâmetros físico-químicos para recuperação de sulfato de alumínio dos resíduos gerados em uma estação de tratamento de água. In: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2005, Campo Grande. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. Disponível em: <http://www.abes.locaweb.com.br/XP/XP-EasyEventos/Site/XP-PortalPaginaShow.php?id=42>. Acesso em: 13 jun. 2019.

GUIMARÃES, Nelson Cunha. **Recuperação de coagulante a partir da acidificação de resíduos gerados na estação de tratamento de água do rio manso**. 2005. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/ENGD-6L8Q26>. Acesso em: 16 jan. 2020.

HAGEMANN, S.E.; GASTALDINI, A.L.G.; COCCO, M.; JAHN, S.L.; TERRA, L.M. Synergic effects of the substitution of Portland cement for water treatment plant sludge ash and ground limestone: technical and economic evaluation. **Journal of Cleaner Production**,

v. 214, n. 20, p. 916-926, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.324>.

Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652618340551?via%3Dihub>.

Acesso em: 16 abr. 2019.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K.F.; ANDREOLI, C.V.; SALES, A.; JOUKOSKI, A. Estudo de incorporação do lodo centrifugado da estação de tratamento de água Passaúna em matrizes de concreto, com dosagem de 3%. *In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Joinvile, 2003. Disponível em: <https://docplayer.com.br/17333897-Estudo-de-incorporacao-do-lodo-centrifugado-da-estacao-de-tratamento-de-agua-passauna-em-matrizes-de-concreto-com-dosagem-de-3.html>. Acesso em: 5 jun. 2019.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K.F.; JOUKOSKI, A.; BARON, O.; FRANCK, R.; SALES, A.; ANDREOLI, C.V.; PAULON, V.A. Co-disposição de lodo centrifugado de Estação de Tratamento de Água (ETA) em matriz de concreto. *Revista Cerâmica*, São Paulo, v. 51, n. 318, p.85-95, 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0366-69132005000200003>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-69132005000200003&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 4 ago. 2019.

HOPPEN, Cinthya. **Reciclagem de lodo de ETA centrifugado na construção civil, método alternativo para preservação ambiental**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004. Disponível em: <http://livros01.livrosgratis.com.br/cp134634.pdf>. Acesso em: 27 jun. 2019.

IBGE, 2008. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1364#resultado>. Acesso em 18 jul. de 2019.

JANUÁRIO, G.F.; FERREIRA FILHO, S.S. Planejamento e aspectos ambientais envolvidos na disposição final de lodos das estações de tratamento de água da região metropolitana de São Paulo. *Revista Eng. Sanit. Ambient.* Rio de Janeiro, v. 12, n. 2, p. 117-126, 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522007000200002>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522007000200002&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 24 jul. 2019.

JESUS, Carolina Petrisin Costa de. **Caracterização da lama vermelha e sua aplicabilidade na adsorção do corante têxtil reativo azul 19**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia, 2011. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/98293>, Bauru, 2011. Acesso em: 16 abr. 2020.

JULIO, M.; JULIO, T.S.; BERNARDO, L. Efeito sinérgico do Fe^{+2} e H_2O_2 na reação de Fenton empregado no tratamento de águas de abastecimento contendo substâncias húmicas. *Revista Engenharia Ambiental*, Espírito Santo do Pinhal, v. 6, n. 3, p. 718-737, 2009.

Disponível em:

<http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/viewarticle.php?id=367>. Acesso em: 8 ago. 2019.

KOLTHOFF, I. M. Practische torpassing vas jo-dometrische titraties. *Chemisch Weekblad*, v. 17, p. 197, 1920.

KUNZ, A.; ZAMORA, P.P.; MORAES, S.G.; DURÁN, N. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 78-82, 2002. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422002000100014>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422002000100014&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt. Acesso em: 6 ago. 2019.

LECHINHOSKI, Maryelen. **Tratamento físico-químico em efluente de vinícola de pequeno porte**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015. Disponível em: http://riut.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/1366/1/CT_PPGEC_M_Lechinhoski%2C%20Maryelen_2015.pdf. Acesso em: 8 ago. 2019.

LEIFELD, V.; ZENI, J.C.; LEON, G.V.; IGARASHI-MAFRA, L. Reações tipo Fenton para remediação de efluente do processamento de mandioca. 6th International **Workshop Advances in Cleaner Production**–Academic Work, “TEN YEARS WORKING TOGETHER FOR A SUSTAINABLE FUTURE”, 2017. Disponível em: http://www.advancesincleanerproduction.net/sixth/files/sessoes/6B/5/leifeld_v_et_al_academic.pdf. Acesso em: 29 jul. 2019.

LIVINALI, M.; STEIN, I.; OLIVEIRA, J.V.; DALENOGARE, T.; ROSA, F.G.; LENHARDT, L. Quantificação e alternativas para a utilização do lodo Gerado em uma estação de tratamento de água na construção civil. **XXVI Seminário de Iniciação Científica**. Salão do Conhecimento, ciência para a redução das desigualdades, Unijuí, 2018. Disponível em: <https://publicacoeseventos.unijui.edu.br/index.php/salaconhecimento/article/view/10429/9093>. Acesso em: 2 ago. 2019.

LOPES, J.C.; SERRA, J.C.V. Adensamento mecânico e desidratação do lodo da ETA-6 por filtro prensa. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 13, n. 1, p.126-132, 2016. Disponível em: <https://docplayer.com.br/80810838-Adensamento-mecanico-e-desidratacao-do-lodo-da-eta-6-por-filtro-prensa-resumo.html>. Acesso em: 13 jul. 2019.

LUCENA, L.G.; ROCHA, E.M.R. Processo foto-Fenton solar no tratamento de lixiviados. **Revista DAE**, São Paulo, v. 63, n. 200, p. 49-63, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.152>. Disponível em: <http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/dae.2014.152>. Acesso em: 22 mai. 2019.

MACHADO, C.C.; PIRES, J.M.M.; PEREIRA, R.S. Comportamento físico e ambiental de resíduos sólidos em pavimentos de estradas florestais. **Revista Árvore** [online], v. 31, n. 4, p. 679-684, 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622007000400012>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622007000400012. Acesso em: 6 ago. 2019.

MACHADO, T.C.; GAMA, P.; THEISEN, J.; LANSARIN, M.A. Aplicação de processos oxidativos avançados na degradação de corantes. **COBEQ - XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Química e ENBEQ - XVI Encontro Brasileiro sobre o Ensino de Engenharia Química**, 2016. Disponível em: <https://proceedings.science/cobeq/cobeq-2016/papers/aplicacao-de-processos-oxidativos-avancados-na-degradacao-de-corantes>. Acesso em: 6 ago. 2019.

MACULAN, J.L.; LUZZA, M.; POKRYWIECKI, J.C.; DUSMANN, E.; TONIAL, I.B.; POKRYWIECKI, T.S. Aplicação de fotoirradiação solar para tratamento de efluentes de laticínios. **Revista Tecnologia e Ambiente**, Criciúma, v. 22, p. 24-33, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.18616/ta.v22i0.2960>. Disponível em: <http://periodicos.unesc.net/tecnoambiente/article/view/2960/2744>. Acesso em: 13 jun. 2019.

MARCELINO, R.B.P.; FRADE, P.R.; AMORIM, C.C.de; LEÃO, M.M.D. Tendências e desafios na aplicação de tecnologias avançadas para o tratamento de efluentes industriais não biodegradáveis: atuação do grupo de pesquisas POA Control da UFMG. **Revista UFMG**, Belo Horizonte, v. 20, n. 2, p. 358-383, 2013. DOI: <https://doi.org/10.35699/2316-770X.2013.2705>. Disponível em: <https://periodicos.ufmg.br/index.php/revistadaufmg/article/view/2705>. Acesso em: 9 ago. 2019.

MARCELINO, Rafaela Brito Portela Marcelino. **Aplicação de processos oxidativos avançados para o tratamento de efluentes da produção de antibióticos**. 2014. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/BUBD-A7PPHJ>. Acesso em: 7 ago. 2019.

MARGEM, Jean Igor. **Caracterização e incorporação de lodo de decantação de estação de tratamento de água (E.T.A.) em cerâmica vermelha**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência de Materiais) – Centro de Ciência e Tecnologia, Universidade Federal Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2008. Disponível em: http://uenf.br/posgraduacao/engenharia-de-materiais/wp-content/uploads/sites/2/2013/07/Microsoft-Word-IGOR_doc.pdf. Acesso em: 13 jul. 2019.

MARGUTI, A.L.; FERREIRA FILHO, S.S.; PIVELI, R.P. Full-scale effects of addition of sludge from water treatment stations into processes of sewage treatment by conventional activated sludge. **Journal of Environmental Management**, v. 215, p.283-293, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.072>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479718303050?via%3Dihub>. Acesso em: 13 jul. 2019.

MARGUTI, André Luiz. **Efeito do recebimento de lodos oriundos de estações de tratamento de água nos processos de tratamento de esgotos por lodos ativado convencional**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012. DOI: 10.11606/D.3.2012.tde-06062013-155940. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-06062013-155940/pt-br.php>. Acesso em: 10 ago. 2019.

MARTINEZ, Juan Gabriel Bastidas. **Asfaltos e misturas modificadas com materiais alternativos**. 2017. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2017. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/31645>. Acesso em: 18 jul. 2019.

MARTINEZ, Juan Gabriel Bastidas. **Avaliação de desempenho de misturas betuminosas com adição de lodos de ETA e de ETE**. 2014. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2014. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/16690>. Acesso em: 18 jul. 2019.

MARTINS, Adriana Lau da Silva. **Estudo do processo Fenton-like Heterogêneo utilizando resíduo do beneficiamento do ferro como catalisador na degradação do Mercaptobenzotiazol (MBT)**. 2017. Tese (Doutorado em Ciência) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio De Janeiro, Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <https://docplayer.com.br/115909909-Estudo-do-processo-fenton-like-heterogeneo-utilizando-residuo-do-beneficiamento-do-ferro-como-catalisador-na-degradacao-do-mercaptobenzotiazol-mbt.html>. Acesso em: 17 jul. 2019.

MATINS, A.R.; NETO, T.M.G.; JARDER, J.; GUIMARAES, A.; BATISTA, P.S.; LIMA, M.B. Estudo da resistência mecânica em blocos de solo cimento, com resíduos inorgânicos na sua composição: O caso do lodo calcinado a 900° e o lodo seco da estação de tratamento de água. **VII JICE**, Instituto Federal do Tocantins, 2016. Disponível em: <http://propi.ifto.edu.br/ocs/index.php/jice/7jice/paper/viewFile/7821/3609>. Acesso em: 13 jul. 2019.

MEDEIROS, R.C.; LAZAROTTO, J.S.; VOLPATTO, F. Desinfecção de esgoto sanitário proveniente de tanque séptico com uso do ultrassom. *In: 29° Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente*, 2018. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2019/05/9676.pdf>. Acesso em: 27 jul. 2019.

MENDES, R.L.; FERREIRA FILHO, S.S.; SCIAN, J.B. Adensamento mecânico de lodos gerados em estações de tratamento de água. *In: 21° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2001a. Disponível em: <https://docplayer.com.br/8832905-I-089-adensamento-mecanico-de-lodos-gerados-em-estacoes-de-tratamento-de-agua.html>. Acesso em: 1 jun. 2019.

MENDONÇA, M.Z.M.; SILVA, A.M.; AGUIAR, C.M.A.; SALLA, M.R. Análise do processo de ozonização para tratamento de esgoto sanitário sintético. **IX Simpósio Brasileiro de Engenharia Ambiental**, XV Encontro Nacional de Estudantes de Engenharia Ambiental e III Fórum Latino Americano de Engenharia e Sustentabilidade, 2017. DOI: 10.5151/xvенеeamb-088. Disponível em: <https://www.proceedings.blucher.com.br/article-details/anlise-do-processo-de-ozonizacao-para-tratamendo-de-esgoto-sanitrio-sinttico-26758>. Acesso em: 9 jan. 2020.

MIGUEL, P.S.B.; GOMES, F.T.; ROCHA, W.S.D.; MARTINS, C.E.; CARVALHO, C.A.; OLIVEIRA, A.V. Efeitos tóxicos do alumínio o crescimento das plantas: mecanismos de tolerância, sintomas, efeitos fisiológicos, bioquímicos e controles genéticos. **Revista CES**, Juiz de Fora, v. 24, p.11-30, 2010. Disponível em: <https://seer.cesjf.br/index.php/cesRevista/article/view/661>. Acesso em: 6 jan. 2020.

MIKLOS, D.B.; REMY, C.; JEKEL, M.; LINDEN, K.G.; DREWES, J.E.; HUBNER, U. Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment: a critical review. **Water Research**, v. 139, p.118-131, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.042>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135418302380?via%3Dihub>. Acesso em: 12 jun. 2019.

MONTALVAN, Edy Lenin Tejada. **Investigação do comportamento geotécnico de misturas de solo arenoso com lodo da estação de tratamento de água do município de Cubatão, SP.** 2016. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3145/tde-02122016-091816/publico/EdyLeninTejadaMontalvanCorr16.pdf>. Acesso em: 3 ago. 2019.

MORAES, Beatriz Stoll. **Utilização de lodos de estações de tratamento de água como fonte alternativa de energia.** 2018. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/183056>. Acesso em: 18 jul. 2019.

MORAVIA, W.G.; LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Avaliação de processo oxidativo avançado pelo reagente de Fenton em condições otimizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e caracterização do lodo gerado. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 34, n. 8, p.1370-1377, 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422011000800014>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422011000800014. Acesso em: 4 mai. 2019.

MOREIRA, José Miguel dos Santos. **Tratamento terciário do lixiviado de um aterro de resíduos urbanos pelos processos Fenton e foto-Fenton com radiação solar.** 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, Porto, 2009. Disponível em: <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/59474/1/000137349.pdf>. Acesso em: 29 jul. 2019.

MOREIRA, M.V.O.; MOREIRA, M.P. Aplicação do reagente de Fenton como técnica avançada para o tratamento de água. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, Guarapuava, v. 18, n. 2, p. 256-268, 2016. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/230454723.pdf>. Acesso em: 8 ago. 2019.

MOREIRA, R.C.A.; GUIMARÃES, E.M.; BOAVENTURA, G.R.; MOMESSO, A.M.; LIMA, G.L. Estudo geoquímico da disposição de lodo de estação de tratamento de água em área degradada. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 8, p. 2085-2093, 2009. Disponível em: http://quimicanova.s bq.org.br/detalhe_artigo.asp?id=539. Acesso em: 10 ago. 2019.

NASCIMENTO, V.C.; SOUZA, V.M.M.; FREITAS, A.G.; ANDRADE, I.C.M. Quantificação e proposta de destinação final do lodo de decantador da Estação de Tratamento de Água (ETA) em Itabirito, MG. **Revista Petra**, Belo Horizonte, v.3, n. 1, p. 38-56, 2017. Disponível em: <https://www.metodista.br/revistas/revistas-izabela/index.php/ptr/article/view/1078/847>. Acesso em: 1 ago. 2019.

NETO, Abner Figueiredo. **Utilização de lodo de estação de tratamento de água na produção de mudas de árvores com ocorrência no cerrado.** 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011. Disponível em: <https://repositorio.bc.ufg.br/tede/bitstream/tde/618/1/DissertacaoAbneFigueiredoNeto.pdf>. Acesso em: 2 jun. 2019.

NEUMANN, M.G.; GESSNER, F.; CIONE, A.P.P.; SARTORI, R.A.; CAVALHEIRO, C.C.S. Interações entre corantes e argilas em suspensão aquosa. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 6, p. 818-824, 2000. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422000000600016>. Disponível em:

https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422000000600016&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt. Acesso em: 30 jan. 2020.

NOGUEIRA, K.R.B.; VELOSA, A.C.; NASCIMENTO, C.A.O. Avaliação do processo foto-Fenton com ferrioxalato ($\text{Fe}^{\text{III}}\text{OX}$) no tratamento do chorume do aterro Bandeirantes (SP). **XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química**, v.1, n. 2, 2014. DOI: 10.5151/chemeng-cobeq2014-0207-26534-157532. Disponível em:

<http://www.proceedings.blucher.com.br/article-details/avaliacao-do-processo-foto-fenton-com-ferrioxalato-feiiiiox-no-tratamento-do-chorume-do-aterro-bandeirantes-sp-17478>. Acesso em: 2 jun. 2019.

NOGUEIRA, R.F.P.; TROVÓ, A.G.; SILVA, M.R.A.; VILLA, R.D.; OLIVEIRA, M.C. Fundamentos e aplicações ambientais dos processos Fenton e foto-Fenton. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 400-408, 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422007000200030>. Disponível em:

https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422007000200030&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt. Acesso em: 2 jun. 2019.

NUNES, J.L.S. **Fertilizantes**. Publicado em 12/09/2016. Disponível em:

https://www.agrolink.com.br/fertilizantes/fosforo_361445.html. Acesso em 06 de jan. 2020.

OLIVEIRA, A.P.S.; SILVA, J.B.G.; PEREIRA, R.O.; SANTOS, A.S.P. Avaliação dos adubado com lodo de estação de tratamento de água. **Revista Internacional de Ciências**, Rio de Janeiro, v.5, n. 2, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.12957/ric.2015.19441>. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/ric/article/view/19441/14412>. Acesso em: 4 jun. 2019.

OLIVEIRA, Adriana Paulo de Sousa. **Avaliação dos atributos de um latossolo adubado com lodo de estação de tratamento de água**. 2015. Monografia (Título de Engenharia Ambiental e Sanitária) – Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2015. Disponível em:

https://www.ufjf.br/engsanitariaeambiental/files/2014/02/TFC_Adrina.pdf. Acesso em: 1 jun. 2019.

OLIVEIRA, I.Y.Q.; RONDON, O.C. Diagnóstico da gestão de lodo de estação de tratamento de água em Mato Grosso do Sul. **Interações**, Campo Grande, v. 17, n. 4, p. 687-698, 2016. DOI: [http://dx.doi.org/10.20435/1984-042x-2016-v.17-n.4\(11\)](http://dx.doi.org/10.20435/1984-042x-2016-v.17-n.4(11)). Disponível em:

<https://www.interacoes.ucdb.br/interacoes/article/view/746>. Acesso em: 12 abr. 2019.

OLIVEIRA, L.G.S. Utilização do lodo gerado no tratamento de água como componente na fabricação de tijolos cerâmicos. **V Simpósio sobre Resíduo Sólido**, 2017. Disponível em: <http://soac.eesc.usp.br/index.php/sirs/vsirs/paper/viewFile/758/346>. Acesso em: 13 jul. 2019.

PAGANINI, W. Alternativas para a disposição final de lodos de estação de tratamento de água e estação de tratamento de esgotos. **Revista SANEAS**, São Paulo, ano X, n. 32, 2009.

Disponível em: <http://www.aesabesp.org.br/arquivos/saneas/saneas32.pdf>. Acesso em: 1 ago. 2019.

PAIVA, G.S.; MOREIRA, V.T.G.; SOARES, A.F.S. Lodo de estação de tratamento de água (LETA): resíduo ou insumo? **VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais, 2016. Disponível em: <https://www.metodista.br/revistas/revistas-izabela/index.php/ptr/article/view/1032/846>. Acesso em: 5 ago. 2019.

PASQUALINI, Liana Notari. **Estudo da oxidação de matéria orgânica de lixiviado de aterro sanitário por meio de tratamento com ozônio, peróxido de hidrogênio e radiação ultravioleta**. 2010. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010. DOI: 10.11606/D.18.2010.tde-06012011-161404. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-06012011-161404/pt-br.php>. Acesso em: 21 jul. 2019.

PATRIZZI, L.J.; REALI, M.A.P.; CORDEIRO, J.S. Redução de volume de lodo gerado em decantadores de estações de tratamento de água, utilizando espessamento por flotação e por gravidade. *In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 1999. Disponível em: <https://scholar.google.com.br/citations?user=6YUFA8YAAAAJ&hl=pt-BR>. Acesso em: 1 jun. 2019.

PAULINO, T.R.S.; ARAÚJO, R.S.; SALGADO, B.C.B. Estudo de oxidação avançada de corantes básicos via reação Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$). **Revista Eng. Sant. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 3, p.347-352, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522015020000111627>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522015000300347&script=sci_abstract&tlng=pt. Acesso em: 15 nov. 2019.

PAZ, E.C.S.; VIEIRA, I.C.A.; SANTOS, M.L.G.; SILVA, G.G.; QUEIROZ, S.C.B.; PASCHOALA, C.F.P.R.; OLIVEIRA, L.R.A. Diagnóstico de produção de lodo na estação de tratamento de água em Palmas-TO. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, Ponta Grossa, v. 10, n. 1, p. 80-87, 2018. Disponível em: <https://revistas2.uepg.br/index.php/ret/article/view/11974>. Acesso em: 27 jun. 2019.

PAZ, Lyda Patricia Sabogal. **Modelo conceitual de seleção de tecnologias de tratamento de água para abastecimento de comunidades de pequeno porte**. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007. DOI: 10.11606/T.18.2007.tde-03062008-122118. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-03062008-122118/pt-br.php>. Acesso em: 2 jun. 2019.

PEIXOTO, Gilmar José. **Avaliação da Aplicação de Lodo de ETA no Adensador de Lodo de uma ETE de Lodos Ativado**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia, Ilha Solteira, 2008. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/98042>. Acesso em: 5 jun. 2019.

PEREIRA, Eliane Gomes. **Aproveitamento do resíduo da estação de tratamento de água de Cubatão para fabricação de elementos construtivos estruturais**. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008. Disponível em:

http://www.coc.ufrj.br/pt/component/docman/?task=doc_download&gid=1499&Itemid=. Acesso em: 24 jul. 2019.

PEREIRA, T.M.; GOMES, M.H.R.; PEREIRA, R.O. Estimativa final da produção de lodo em estações de tratamento de água: estudo de caso. **XI Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**, 2012. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Maria_Helena_Rodrigues_Gomes/publication/271837175_Estimativa_Final_da_Producao_de_Logo_em_Estacos_de_Tratamento_de_Agua_Estudo_de_Caso/links/54d377690cf2b0c6146d9240/Estimativa-Final-da-Producao-de-Logo-em-Estacos-de-Tratamento-de-Agua-Estudo-de-Caso.pdf. Acesso em: 15 abr. 2019.

PEREIRA, Vanessa Egídio. **Disposição de lodo adensado de ETA em ETE com tratamento primário quimicamente assistido**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2011. Disponível em: http://repositorio.unicamp.br/jspui/bitstream/REPOSIP/258172/1/Pereira_VanessaEgídio_M.pdf. Acesso em: 11 abr. 2019.

PERINI, L.R.; DIAS, L.C.; RECKZIEGEL, T.; SOKOLOVICZ, B.C. Estudo de aproveitamento do lodo da ETA de Santa Rosa. *In: 5º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente*, 2016. Disponível em: https://siambiental.ucs.br/congresso/getArtigo.php?id=689&ano=_quinto. Acesso em: 10 ago. 2019.

PETTERLE, A.R.; SANTIAGO, G.G.; CHONG, W.; SOMENSI, L.; TAMBORIM, S.M. Placas cerâmicas contendo lodo de ETA e cinza de casca de arroz: correlação de suas propriedades físico-químicas com sua microestrutura. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 41, n. 10, p. 1117-1126, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170288>. Disponível em: <http://static.sites.s bq.org.br/quimicanova.s bq.org.br/pdf/AR20180174.pdf>. Acesso em: 5 jun. 2019.

POSSER, Yáskara Matielli. **Degradação da cafeína através dos processos oxidativos avançados Fenton e foto-Fenton**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2017/01/Degrada%C3%A7%C3%A3o-da-cafe%C3%ADna-atrav%C3%A9s-dos-processos-oxidativos-avan%C3%A7ados-fenton-e-fotofenton.pdf>. Acesso em: 29 jul. 2019.

QUEIROZ, M.T.A.; FERNANDES, C.M.; ALVIM, L.B.; COSTA, T.C.; AMORIM, C.C. Produção mais limpa: Fenton homogêneo no tratamento de efluentes têxteis. **VIII Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia**, 2011. Disponível em: <https://www.aedb.br/seget/arquivos/artigos11/2714645.pdf>. Acesso em: 30 jul. 2019.

QUINTÃO, K.A.; SOUZA, L.G.; SILVA, L.M.; FRANCO, D.V. Aplicação da ozonização e do processo oxidativo avançado O₃/UV na degradação de efluentes da indústria de celulose. **Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica**, 2019. DOI: 10.5151/cobecic2019-EAT16. Disponível em: <https://www.proceedings.blucher.com.br/article-details/aplicao-da-ozonizao-e-do-processo->

oxidativo-avanado-o3uv-na-degradao-de-efluentes-da-indstria-de-celulose-30790. Acesso em: 27 jul. 2019.

Revista TAE. Os desafios do tratamento de lodo. Ago. 2013. Disponível em: <http://www.revistatae.com.br/6376-noticias>. Acesso em: 02 de jun. 2019.

RIBEIRO, F.L.M. **Quantificação e caracterização química dos resíduos da ETA de Itabirito-MG**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2007. Disponível em:

https://www.repositorio.ufop.br/jspui/bitstream/123456789/2862/1/DISSERTA%C3%87%C3%83O_Quantifica%C3%A7%C3%A3oCaracteriza%C3%A7%C3%A3oQu%C3%ADmica.pdf. Acesso em: 19 abr. 2019.

RIBEIRO, V.M.; SANTOS, R.L.C.; MILLIOLI, V.S. Oxidação química: verificação da eficiência do reagente de Fenton no tratamento de solo contaminado com óleo cru. *In: Jornada de Iniciação Científica*, v. 11, Rio de Janeiro. **Anais [...]** Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2003. Disponível em: <http://mineralis.cetem.gov.br/handle/cetem/842>. Acesso em: 8 ago. 2019.

RICHTER, C.A. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de água**. São Paulo: Blucher, 2001.

RIVERA-UTRILLA, J.; BAUTISTA-TOLEDO, I.; FERRO-GARCIA, M. A.; MORENOCASTILLA, C. Activated carbon surface modifications by adsorption of bacteria and their effect on aqueous lead adsorption. **Journal of Chemistry Technology Biotechnology**, v. 76, p. 1209, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1002/jctb.506>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/jctb.506>. Acesso em: 10 out. 2019.

ROCHA, D.N.; SOUZA, A.E.DE; QUEIROZ, L.M.DE; PONTES, C.A. Utilização do lodo da estação de tratamento de água na produção de mudas de eucalipto. **Revista Agrogeoambiental**, Pouso Alegre, v.7, n. 3, p.11-20, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v7n32015617>. Disponível em: <https://agrogeoambiental.ifsuldeminas.edu.br/index.php/Agrogeoambiental/article/view/617>. Acesso em: 24 jul. 2019.

ROCHA, J.A.; KOSLOWSKI, L.A.D.; LICODIEDOFF, S.; RIELLA, H.G. Tratamento de um efluente modelo têxtil via reação de Fenton. **Revista HOLOS**, Natal, v. 4, p. 25-35, 2016. DOI: 10.15628/holos.2016.2250. Disponível em: <http://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/2250>. Acesso em: 14 ago. 2019.

ROCHA, J.C.; ROSA, A.H.; CARDOSO, A.A. **Introdução à Química Ambiental**. 2 ed., Porto Alegre: Bookman, 2009.

ROCHA, Nicole Hastenreiter. **Estudo do processo Fenton Homogêneo na remoção da matéria orgânica do lixiviado da CTR zona da mata**. 2014. Monografia (Título de Engenharia Ambiental e Sanitária) – Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2014. Disponível em: <https://www.ufjf.br/engsanitariaeambiental/files/2014/02/TCC-NICOLE-HASTENREITER-ROCHA.pdf>. Acesso em: 14 ago. 2019.

RODRIGUES, E.G.S.; LIMA, H.H.S.; RODRIGUES, I.A.; LIMA, L.R.; SENA, R.F. Avaliação da eficiência do reagente de Fenton no tratamento do efluente de lavagem de uma recicladora de plásticos para fins de reuso. **Encontro Nacional de Educação, Ciência e Tecnologia/UEPB**, 2012. Disponível em: <https://www.editorarealize.com.br/index.php/artigo/visualizar/1615>. Acesso em: 9 ago. 2019.

RODRIGUES, Fernando Neris. **Caracterização dos resíduos da estação de tratamento de água da UFPA e aproveitamento na confecção de tijolos de solo-cimento**. 2015. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2015. Disponível em: <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/9785>. Acesso em: 13 abr. 2019.

RODRIGUES, L.P.; HOLANDA, J.N.F. Influência da incorporação de lodo de estação de tratamento de água (ETA) nas propriedades tecnológicas de tijolos solo-cimento. **Revista Cerâmica**, São Paulo, v. 59, n. 352, p. 551-556, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0366-69132013000400010>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-69132013000400010&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 10 abr. 2019.

RODRIGUES, M.J.; BUENO, F.; STAUDT, J.; DAMKE, L.; BORBA, F.H. Performance do processo eletro-fenton na descontaminação de uma solução de ciprofloxacina. **Congresso ABES/Fenasan**, 2017. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/artigo/processo-eletro-fenton/>. Acesso em: 27 jul. 2019.

RODRIGUES, R.A.; MARTINS, B.E.D.B.S.; COUTO, V.M.P.; CARVALHO, L.J.; ALMEIDA, V.C. Estudo da corrosividade de pastas de cimento com adição de lodo gerado em estação de tratamento de água. *In: 55º Congresso Brasileiro de Cerâmica*, p. 3009-3020, 2011. Disponível em: https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/48/009/48009605.pdf. Acesso em: 24 jul. 2019.

ROSSETTO, M., SENFF, L., MALUTTA, S., MEERT, R.L.B.; GENTIL, B.B. Desenvolvimento de geopolímeros com a incorporação do lodo de estação de tratamento de água. *In: 29º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente*. AESABESP - Associação dos Engenheiros da Sabesp, p.1-11, 2018. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/artigo/geopolimeros-lodo-estacoes-tratamento-agua/>. Acesso em: 13 abr. 2019.

SALGADO, B.C.B.; NOGUEIRA, M.I.C.; RODRIGUES, K.A.; SAMPAIO, G.M.M.S.; BUARQUE, H.L.B.; ARAÚJO, R.S. Descoloração de efluentes aquosos sintéticos e têxtil contendo corantes índigo e azo via processos Fenton e foto-assistidos (UV e UV/H₂O₂). **Revista Eng. Sanit. Ambient.** Rio de Janeiro, v. 14, n. 1, p. 1-8, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522009000100001>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522009000100001&script=sci_abstract&tlng=pt. Acesso em: 22 set. 2019.

SANTOS, E.C.E.; BARBOSA, N.F.; SILVA, J.A.C.; SANTANA, C.S.; BATISTA, M.S. Tratamento de águas via processo Fenton heterogêneo – estudo da descoloração de azul de metileno. **XIII Congresso Nacional de Meio Ambiente**, 2016. Disponível em:

<http://www.meioambientepocos.com.br/anais-2016/89.%20TRATAMENTO%20DE%20%C3%81GUAS%20VIA%20PROCESSO%20FETON%20HETEROG%C3%80%20E2%80%93%20ESTUDO%20DA%20DESCOLORA%C3%87%C3%83O%20DE%20AZUL%20DE%20METILENO.PDF>. Acesso em: 19 abr. 2019.

SANTOS, Fernanda Pasini dos. **Caracterização e estudo da incorporação do lodo de ETA em argamassa**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal do Pampa, Alegrete, 2018. Disponível em: <http://dspace.unipampa.edu.br/bitstream/rii/1162/1/Estudo%20da%20incorpora%C3%A7%C3%A3o%20do%20lodo%20de%20eta%20em%20argamassa.pdf>. Acesso em: 5 jun. 2019.

SANTOS, G.Z.B., MELO FILHO, J.A., MANZATO, L. Perspectivas de aplicações tecnológicas de lodo gerado no processo de tratamento de água dos rios Negro e Solimões. **Revista Matéria**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 03, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1517-707620180003.0501>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1517-70762018000300420&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 10 abr. 2019.

SANTOS, G.Z.B., MELO FILHO, J.A.; MANZATO, L. Proposta de uma cerâmica obtida por meio de geopolimerização de lodo de ETA calcinado. **Revista Cerâmica**, São Paulo, v. 64, n. 370, p. 276-283, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0366-69132018643702353>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-69132018000200276&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 5 jun. 2019.

SANTOS, G.Z.B.; MANZATO, L.; MELO FILHO, J.A. Utilização de cinzas de lodo de ETA na síntese de geopolímeros. *In: Anais do SICASA e ANPPAS Amazônia. Anais*. Manaus/AM. UFAM/ANPPAS, 2016. Disponível em: <https://www.even3.com.br/anais/IVSICASA/32253-UTILIZACAO-DE-CINZAS-DE-LODO-DE-ETA-NA-SINTESE-DE-GEOPOLIMEROS>. Acesso em: 18 abr. 2019.

SANTOS, K.M.; SILVA, L.M.T.; THOMPSON, J.P. Estudo da catálise heterogênea via produção de carvão ativado a partir de resíduos de PET. Universidade São Francisco, Educando para a paz, 2016. Disponível em: <http://lyceumonline.usf.edu.br/salavirtual/documentos/3121.pdf>. Acesso em: 18 abr. 2020.

SANTOS, Selma Souza Alves. **Caracterização e utilização de resíduo sólido: lodo de ETA, como matéria prima para confecção de elementos da construção civil**. 2011. Dissertação (Mestrado em Química) – Departamento de Química Analítica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2011. Disponível em: <https://silo.tips/download/universidade-federal-da-bahia-departamento-de-quimica-analitica-programa-de-pos>. Acesso em: 10 ago. 2019.

SEIXAS, F.A.; TONHOLO, J.; ZANTA, C.L.P.S. Desenvolvimento de um tratamento de efluentes através de processos oxidativos e redutivos utilizando catalisadores heterogêneo para reação de Fenton. *In: 69ª Reunião Anual da SBPC*, 2017. Disponível em: http://www.sbpcnet.org.br/livro/69ra/resumos/resumos/3204_1d8c29daa67e4c122f1338b194a490c0d.pdf. Acesso em: 7 ago. 2019.

SILVA, A.H.M.; SILVA, J.A.C.; BATISTA, M.S. Processo Fenton Heterogêneo usando resíduos siderúrgicos para degradação de azul de metileno. **Revista Tecnológica**, Maringá, v.

25, n. 1, p. 57-65, 2016. DOI: <https://doi.org/10.4025/revtecnol.v25i1.28551>. Disponível em: <http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/RevTecnol/article/view/28551>. Acesso em: 13 ago. 2019.

SILVA, A.S.; HEMSI, P.S. Efeito do teor de sólidos na resistência ao cisalhamento de um lodo de ETA visando seu uso em cobertura diária de aterros sanitários. **COBRAMSEG - XIX Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica Geotécnica e Desenvolvimento Urbano**, 2018. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/327915933_Efeito_do_Teor_de_Solidos_na_Resistencia_ao_Cisalhamento_de_um_Lodo_de_ETA_Visando_seu_Uso_em_Cobertura_Diaria_de_Aterros_Sanitarios. Acesso em: 25 jul. 2019.

SILVA, C.A., SILVA, A. A., FREITAS, B.O., CRUZ, N.R., BORTOLOZZO, F.G., REZENDE, L.C.S.H. e BERGAMASCO, R. Estudo da incorporação de lodo de ETA em painéis de madeira aglomerada. **COBEQ - XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química**, 2014. DOI: 10.5151/chemeng-cobeq2014-0581-24845-157436. Disponível em: <http://www.proceedings.blucher.com.br/article-details/estudo-da-incorporao-de-lodo-de-eta-em-painis-de-madeira-aglomerada-17548>. Acesso em: 26 jun. 2019.

SILVA, C.A.; SILVA, A.A.; NISHI, L.; SILVA, M.F.; REZENDE, L.C.S.H.; BERGAMASCO, R. Incorporação de lodo de tratamento de água na fabricação de painéis de madeira aglomerada. **Revista Engevista**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 3, p. 398-406, 2015. DOI: <https://doi.org/10.22409/engevista.v17i3.694>. Disponível em: <https://periodicos.uff.br/engevista/article/view/9034>. Acesso em: 22 jul. 2019.

SILVA, Cynthia Algayer da. **Incorporação de lodo de tratamento de água em painéis de madeira aglomerada**. 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Centro de Tecnologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2015. Disponível em: <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/handle/1/3651>. Acesso em: 13 abr. 2019.

SILVA, Daniel Barbosa da. **Estudo da viabilidade do uso de lodo de estação de tratamento de água em solos agricultáveis**. 2015. Monografia (Título em Engenharia Ambiental) – Centro Brasileiro de Educação e Cultura, Faculdade do Noroeste de Minas, Paracatu, 2015. Disponível em: <https://www.finom.edu.br/assets/uploads/cursos/categoriasdownloads/files/20180618160641.pdf>. Acesso em: 2 ago. 2019.

SILVA, H.L.C.; SILVA, M.R.A.; SILVA, F.S.; GIMENES, R.; KONDO, M.M. Avaliação da eficiência da ferrita de pilha na degradação de efluente de indústria de processamento de batata por processo foto-Fenton heterogêneo. **I Encontro Acadêmico da Engenharia Ambiental da EEL-USP**. 2018. Disponível em: https://enamb.eel.usp.br/system/files/2018/trabalho/182/avaliacaodaeficienciaodeferritadepilha_nadegradacaodeefluentedeindustriadebatataporprocessofoto.pdf. Acesso em: 27 jul. 2019.

SILVA, José Francisco Aleixo da. **Comportamento de concreto asfáltico tendo lodo da ETA da cidade de Manaus como filler**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Tecnologia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2008. Disponível em: <https://tede.ufam.edu.br/handle/tede/3479>. Acesso em: 13 abr. 2019.

SILVA, L.P.; SILVEIRA, F.R.; KUHL, G.L.O.; MACHADO, T.P.; TAFFAREL, S.R. Estudo da aplicação do processo oxidativo avançado tipo Fenton Homogêneo em efluente têxtil sintético. **SEFIC – UNILASALLE** (Ciência e tecnologia para a redução das desigualdades), 2018. Disponível em:

<https://anais.unilasalle.edu.br/index.php/sefic2018/article/download/918/860>. Acesso em: 27 jul. 2019.

SILVA, Manoel Rodrigues da. **Incorporação de lodo de estações de tratamento de água (ETAs) em tijolos de solo-cimento como forma de minimização de impactos ambientais**. 2009. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Faculdade de Aracruz, Aracruz, 2009. Disponível em:

http://www.dominiopublico.gov.br/pesquisa/DetalheObraForm.do?select_action=&co_obra=189636. Acesso em: 13 abr. 2019.

SILVEIRA, C.; KOGA, D.S.; KURODA, E.K. Estudo da viabilidade de disposição final dos lodos de ETAs em aterros sanitários. **Periódico Eletrônico - IX Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 11, p. 251-265, 2013. DOI:

<http://dx.doi.org/10.17271/198008279112013675>. Disponível em:

http://amigosdanatureza.org.br/publicacoes/index.php/forum_ambiental/article/view/675. Acesso em: 3 ago. 2019.

SIMPSON, A.; BURGESS, P.; COLEMAN, S. The management of potable water treatment sludge: present situation in the UK. **Water and Environment Journal**, v. 16, n. 4, p. 260-263, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2002.tb00413.x>. Disponível em:

<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1747-6593.2002.tb00413.x>. Acesso em: 8 abr. 2019.

SOMBEKKE, H.D.M.; KOPPERS, H.M.M. Ommekeer in omgang met slib noodzakelijk. **H₂O**, v. 25, n. 24, p. 672-677, 1992. Disponível em: <https://edepot.wur.nl/375896>. Acesso em 08 de abr. 2020.

SOUZA, C.A. Adensamento mecânico e desidratação por filtro prensa de esteira de lodos gerados em estações de tratamento de água. *In*: **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2001. Disponível em: <https://docplayer.com.br/17052365-I-090-adensamento-mecanico-e-desidratacao-por-filtro-prensa-de-esteira-de-lodos-gerados-em-estacoes-de-tratamento-de-agua.html>. Acesso em: 1 jun. 2019.

SOUZA, F.G.C.; BARROSO, M.M.; CORDEIRO, J.S. Estudo comparativo da geração de sólidos em estação de tratamento de água convencional de ciclo completo e ETA ciclo completo com decantador de alta taxa. *In*: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 29.,2004, San Ruan. **Anais** do XXIX Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, San Ruan: Aidis, p. 1-7, 2004.

SOUZA, R.C.O.; CARVALHO, S.M.L. Adsorção de azul de metileno por argila: influência da presença de matéria orgânica. **XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química**, 2014. DOI: 10.5151/chemeng-cobeq2014-0366-25817-180920. Disponível em: <http://www.proceedings.blucher.com.br/article-details/adsoro-de-azul-de-metileno-por-argila-influncia-da-presena-de-matria-orgnica-17508>. Acesso em: 16 abr. 2019.

TABONI JUNIOR, L.R.; BENATTI, C.T.; TAVARES, C.R.G. Diagnóstico do gerenciamento de lodo na estação de tratamento de água de uma cidade do interior do Paraná. **IX Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, 2018. Disponível em: <http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2018/IX-023.pdf>. Acesso em: 26 abr. 2019.

TAFAREL, N.F.; MACIOSKI, G.; CARVALHO, K.Q.; NAGALLI, A.; FREITAS, D.C.; PASSIG, F.H. Avaliação das propriedades do concreto devido à incorporação de lodo de estação de tratamento de água. **Revista Matéria**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 04, p. 974-986, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1517-707620160004.0090>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1517-70762016000400974&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 4 mai. 2019.

TARR, M. A. **Chemical Degradation Methods for Wastes and Pollutants** – Environmental and Industrial Applications. New York: Marcel Dekker, 2003.

TAVARES, R.G.; SOBRINHO, M.A.M.; PEREIRA, L.J.R.; CORREA, M.M.; ARRUDA, V.C.M.; MELO, R.R.C. Avaliação da toxicidade do lodo de estação de tratamento de água e esgoto, antes e após vermicompostagem, usando teste de germinação com semente de alface (*Lactuca sativa*). **Revista DAE**, São Paulo, v. 67, n. 218, 2019. DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.040>. Disponível em: <https://www.doi.editoracubo.com.br/10.4322/dae.2019.040>. Acesso em: 6 abr. 2019.

TEIXEIRA, S.T.; MELO, W.J.; SILVA, E.T. Aplicação de lodo da estação de tratamento de água em solo degradado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 1, p. 91-94, 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2005000100013>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-204X2005000100013&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 11 abr. 2019.

TSUTIYA, M.T.; HIRATA, A.Y. Aproveitamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água do estado de São Paulo. *In*: **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. ABES – Trabalho Técnicos, 2001. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/001233660>. Acesso em: 10 ago. 2019.

URBAN, Rodrigo Custodio. **Metodologias para gerenciamento de lodo de ETA e ETE**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2016. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/jspui/handle/REPOSIP/321176>. Acesso em: 12 dez. 2019.

VIANA, C.C.; RODRIGUES, F.N.; RIBEIRO, K.D. Caracterização físico-química e biológica do lodo gerado em estação de tratamento de água (ETA). **4º Congresso Internacional de Tecnologia para o Meio Ambiente**, 2014. Disponível em: https://siambiental.ucs.br/congresso/getArtigo.php?id=388&ano=_quarto. Acesso em: 20 abr. 2019.

VIEIRA, Y.; MISTURA, C.M.; FOLETTO, E.L. Aplicação do processo oxidativo avançado Fenton seguido de ozonização para tratamento de efluente real contendo corantes provenientes de indústria de beneficiamento de ágatas. **Revista CIATEC**, Passo Fundo, v. 11, n. 1, p. 108-115, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5335/ciatec.v11i1.9299>. Disponível em: <http://seer.upf.br/index.php/ciatec/article/view/9299>. Acesso em: 29 jul. 2019.

VILLA, R.D.; SILVA, M.R.A.; NOGUEIRA, R.F.P. Potencial de aplicação do processo Foto-Fenton/Solar como pré-tratamento de efluente da indústria de laticínios. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 30, n. 8, p. 1799-1803, 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422007000800002>. Disponível em:

https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422007000800002&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt. Acesso em: 16 jun. 2019.

VON SPERLING, M. Lodos ativados. **Princípios do tratamento biológico de água residuárias**. Vol. 4, 2º Ed., Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2002.

WAGNER, L.F.; PEDROSO, K. Disposição de resíduos das estações de tratamento de Água. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, Ponta Grossa, v. 1, n. 09, 2014. Disponível em: <https://pdfs.semanticscholar.org/3c0e/5c37ec7b67b848b1cff8dac95944e4a659c0.pdf>. Acesso em: 31 mar. 2019.

WAGNER, Luiz Fernando. **Avaliação do lançamento de lodo de ETA Actiflo em ETE com reator anaeróbico no município de Ponta Grossa, PR**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Setor de Ciências Agrárias e de Tecnologia, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2015. Disponível em: <http://tede2.uepg.br/jspui/handle/prefix/23>. Acesso em: 2 ago. 2019.

WOLFF, E.; SCHWABE, W.K.; CONCEIÇÃO, S.V. Utilization of water treatment plant sludge in structural ceramics. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 282-289, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.06.018>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652614006064?via%3Dihub>. Acesso em: 18 abr. 2019.

ZANELLA, Odivan. **Sorção de nitrato em carvão ativado tratado com CaCl₂: estudo de ciclos de sorção/regeneração**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/56640>. Acesso em: 18 abr. 2019.