



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro de Tecnologia e Ciências
Faculdade de Engenharia


Maiara Silva da Costa

**Aplicação da reação de Fenton no tratamento de lodo de estação
de tratamento de água**

Rio de Janeiro
2023

Maiara Silva da Costa

**Aplicação da reação de Fenton no tratamento de lodo de estação de
tratamento de água**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre ao Programa de Pós-Graduação em SUE da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de Concentração: Saneamento Ambiental Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Daniele Maia Bila

Coorientadoras: Prof.^a Dr.^a Renata de Oliveira Pereira (UFJF)

Prof.^a Dr.^a Sue Ellen Costa Bottrel (UFJF)

Rio de Janeiro

2023

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

C837 Costa, Maiara Silva da.
Aplicação da reação de Fenton no tratamento de lodo de
estação de tratamento de água / Maiara Silva da Costa. – 2023.
112 f.

Orientador: Daniele Maia Bila.

Coorientadoras: Renata de Oliveira Pereira, Sue Ellen Costa
Bottrel.

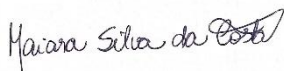
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de
Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Água - Estações de
tratamento - Teses. 3. Lodo residual - Teses. 4. Peróxido de
hidrogênio - Teses. I. Bila, Daniele Maia. II. Pereira, Renata de
Oliveira. III. Bottrel, Sue Ellen Costa. IV. Universidade do Estado
do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. V. Título.

CDU 628.161.3

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial
desta tese, desde que citada a fonte.



Assinatura

11 de maio de 2023

Data

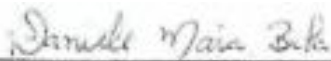
Maiara Silva da Costa

**Aplicação da reação de Fenton no tratamento de lodo de estação de
tratamento de água**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre ao Programa de Pós-Graduação em SUE da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de Concentração: Saneamento Ambiental Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Aprovado em 11 de maio de 2023.

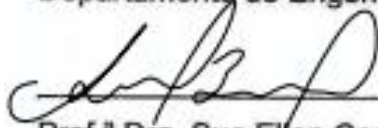
Banca examinadora:



Prof.^a Dra. Daniele Maia Bila (Orientadora)
Faculdade de Engenharia – UERJ



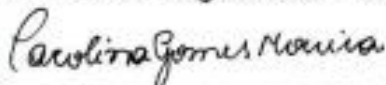
Prof.^a Dra. Renata de Oliveira Pereira (Coorientadora)
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFJF



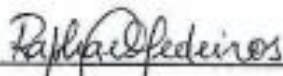
Prof.^a Dra. Sue Ellen Costa Bottrel (Coorientadora)
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFJF



Prof.^a Dra. Elisabeth Ritter
Faculdade de Engenharia – UERJ



Dra. Carolina Gomes Moreira
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ



Prof. Dr. Raphael Corrêa Medeiros
Universidade Federal de Santa Maria – Campos Frederico Westphalen –
UFSM

Rio de Janeiro

2023

DEDICATORIA

A minha família. Ao meu esposo Manuel e aos meus peludinhos Dimi, Demi e Fred.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, que permitiu que tudo isso acontecesse, por me manter firme e me guiar em cada caminho, entre as idas e vindas nas estradas de MG e RJ.

Ao meu marido Manuel Flávio, pelo incentivo, fonte de inspiração, apoio e amor em todos os momentos, me fortalecendo com palavras e gestos de carinho.

A minha família, mãe, irmãs e sogra, em especial ao meu pai por nunca medir esforços e me auxiliar nas madrugadas de domingo nas coletas de lodo.

Aos meus amigos e em especial minha sócia e parceira Laila por toda compreensão e ajuda, principalmente nos momentos de ausência. Ao apoio do Guilherme pelo grande auxílio nas coletas de lodo.

A empresa responsável pela estação de tratamento de água, pelo fornecimento de dados e possibilitar que essa pesquisa fosse concretizada.

Ao laboratório de Qualidade Ambiental da UFJF (LAQUA), em especial à Iramaia pelo total suporte nas análises laboratoriais para a obtenção de ótimos resultados, compreendendo cada dificuldade e pelo envolvimento na pesquisa.

A Camilla por toda disponibilidade e auxílio no LAQUA, sempre atenciosa e muito solícita.

Aos técnicos do laboratório de Engenharia Sanitária (LES) da UERJ pelo suporte nas análises que contribuíram na realização deste trabalho.

A minha orientadora Daniele Bila, por todos os ensinamentos transmitidos. E às minhas coorientadoras, Renata Pereira e Sue Ellen Bottrel, por abrirem as portas da UFJF e estarem à disposição, auxiliando durante toda a pesquisa, pelas sugestões e confiança.

A FAPEMIG pelo apoio na pesquisa.

Por fim, a todos que direta e indiretamente fizeram parte da minha formação, o meu muito obrigada.

Pé na caminhada!!!

RESUMO

COSTA, Maiara Silva. *Aplicação da reação de Fenton no tratamento de lodo de estação de tratamento de água*. 2023. 112 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

As estações de tratamento de água - ETAs transformam a água bruta em água potável e este processo gera um resíduo de lodo de ETA, composto com matéria orgânica, metais, sólidos e outros poluentes. Esse resíduo é geralmente lançado em cursos d'água sem nenhum tratamento, podendo gerar danos ambientais no meio hídrico e na própria bacia hidrográfica utilizada para a captação da água bruta. O gerenciamento destes lodos de ETAs necessitam de alternativas economicamente viáveis para o tratamento. Este estudo objetivou avaliar a adição de peróxido de hidrogênio – H₂O₂ em um lodo de uma ETA que utiliza coagulante à base de ferro e desta forma promover condições ideais para que a reação de Fenton ocorra e proporcione a redução de matéria orgânica e eliminação de microrganismos patogênicos. Análises sobre as características do lodo foram realizadas e condições experimentais com a adição de H₂O₂ foram estabelecidas em meio neutro e ácido para verificação da melhor proposta de tratamento. Foram comparadas também duas metodologias de quantificação do lodo através de fórmulas empíricas e pelo balanço de massa. Os resultados do estudo apontaram a remoção de 58% de matéria orgânica, nas condições com a concentração de H₂O₂ em 33 mg/L em pH 3, havendo nítida separação das fases líquida-sólida e tempo de reação em 30 minutos. Para a inativação de coliformes totais e *E. coli*, a concentração de 3 mg/L de H₂O₂ em pH 3 e 21 mg/L em pH 7, foram eficientes. Desta forma, o lodo da ETA que possui ferro possui uma alternativa para seu tratamento e melhores possibilidades para o seu reaproveitamento podem ser empregadas.

Palavras-chave: LETA. Sulfato Férrico. Peróxido de Hidrogênio. Resíduo sólido.

ABSTRACT

COSTA, Maiara Silva. *Application of the Fenton reaction in the treatment of sludge in a water treatment plant*. 2023. 112 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

The water treatment stations – WTP transform raw water into potable water and this process generates a WTP sludge residue, composed of organic matter, metals, solids and other pollutants. This residue is generally released into watercourses without any treatment, which can cause environmental damage to the water environment and to the watershed itself used to collect raw water. The management of these ETAs sludge requires economically viable alternatives for treatment. This study aimed to evaluate the addition of hydrogen peroxide - H₂O₂ in a sludge from a WTP that uses iron-based coagulant and thus promote ideal conditions for the Fenton reaction to occur and provide the reduction of organic matter and elimination of pathogenic microorganisms. Analyzes on the characteristics of the sludge were carried out and experimental conditions with the addition of H₂O₂ were established in neutral and acid medium to verify the best treatment proposal. Two sludge quantification methodologies were also compared using empirical formulas and mass balance. The results of the study indicated the removal of 58% of organic matter, under conditions with a H₂O₂ concentration of 33 mg/L at pH 3, with a clear separation of the liquid-solid phases and a reaction time of 30 minutes. For the inactivation of total coliforms and E. coli, the concentration of 3 mg/L of H₂O₂ at pH 3 and 21 mg/L at pH 7 were efficient. In this way, the WTP sludge that has iron has an alternative for its treatment and better possibilities for its reuse can be employed.

Keywords: LETA. Ferric Sulfate. Hydrogen Peroxide. Solid residue.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Tratamento convencional de uma estação de tratamento da água do tipo convencional	17
Figura 2 - Flocos aderidos nos floculadores de uma ETA.....	18
Figura 3 - Lodo acumulado no decantador e operação de raspagem manual durante a limpeza em uma ETA.....	18
Figura 4 - Partículas retidas no fundo do filtro após o procedimento de limpeza do sistema de filtragem da ETA que utiliza coagulante à base de ferro.....	19
Figura 5 - Destinação do lodo dos municípios brasileiros em percentual.....	43
Figura 6 - Etapas de tratamento da ETA.....	628
Figura 7 - Perfil de lodo observado ao longo do decantador durante a limpeza manual.	63
Figura 8 – Amostra de lodo da coleta realizada em 29/05/2022.	64
Figura 9 - Procedimento esquemático da reação de Fenton realizado na primeira etapa dos experimentos exploratórios, descrevendo a sequência dos tratamentos e coletas das alíquotas para análises.....	71
Figura 10 - Procedimento esquemático da reação de Fenton realizado na segunda etapa dos experimentos descrevendo a sequência dos tratamentos e coletas das alíquotas para análises.	73
Figura 11 - Procedimento esquemático da reação de Fenton para eliminação microbiológica da coleta realizada em 21/08/2022.....	74
Figura 12 - Volume mensal em m ³ de água bruta captada para tratamento na ETA nos anos de 2020 e 2021.....	77
Figura 13 - Quantidade em quilos de coagulante e hidróxido de cálcio utilizado no tratamento da água na ETA anos de 2020 e 2021.....	78
Figura 14 - Dosagem de coagulante utilizado na ETA nos anos de 2020 e 2021	78
Figura 15 – Estimativa de geração de lodo do ano 2020 (toneladas/mês).....	83
Figura 16 - Estimativa de geração de lodo do ano 2021 (toneladas/mês).	83
Figura 17 - Eficiência de remoção de matéria orgânica dos experimentos A1, A2 e A3, B1, B2 e B3, C1, C2 e C3, da coleta de lodo da ETA do dia 29/05/2022.....	85
Figura 18 - Eficiência de remoção de matéria orgânica na primeira etapa (coleta 29/05/2022) e segunda etapa (28/08/2022) para confirmação dos experimentos adotados.....	87

Figura 19 – Tratamentos experimentais do lodo da ETA.	88
Figura 20 – Imagens das cartelas com as amostras da coleta de 21/08/2022.....	92
Figura 21 – Foto das provetas com o lodo da ETA na determinação do IVL após 30 minutos dos tratamentos da coleta do dia 28/08/2022.	95
Figura 22 - Foto dos Sobrenadantes dos retirados dos tratamentos da coleta de lodo de 28/08/2022.	97

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Limites de lançamento de efluentes determinados pela CONAMA 430/2011 e COPAM 08/2022 e o demonstrativo das características de lodo de ETA lançado em curso hídrico.....	27
Tabela 2 - Técnicas de tratamento para desidratação do lodo de ETA.....	30
Tabela 3 - Alternativas de tratamento e destinação do lodo de ETA.....	35
Tabela 4 - Regiões brasileiras e o lançamento de lodo de ETAs em rios.	44
Tabela 5 – Tipos de POA.	45
Tabela 6 – Potencial de oxirredução de vários oxidantes.	45
Tabela 7 – Vantagens e desvantagens do processo Fenton.	47
Tabela 8 – Fatores que interferem a reação de Fenton.	51
Tabela 9 – Resíduos que contém ferro e são utilizados como catalisadores na reação de Fenton.	58
Tabela 10 - Parâmetros, equipamentos e metodologia realizados para a caracterização do lodo de ETA.	64
Tabela 11 – Equações para quantificação em toneladas por mês de produção de lodo gerado em ETA.	66
Tabela 12 – Condições operacionais propostas para a primeira etapa dos experimentos realizados com a coleta de lodo de ETA do dia 29/05/2022.	68
Tabela 13 - Condições operacionais propostas para avaliação da remoção microbiológica com a coleta de lodo de ETA do dia 21/08/2022.....	74
Tabela 14 – Características do lodo do decantador da ETA.	79
Tabela 15 -Turbidez e estimativa da produção mensal de lodo gerado na ETA por fórmulas empíricas e balanço de massa dos anos 2020 e 2021.....	81
Tabela 16 - Faixa de pH após o processo de adição de H ₂ O ₂ e agitação por 30 minutos.....	86
Tabela 17 - Resultados dos parâmetros ST, SV, SV/ST e Ferro total dos lodos brutos e após os tratamentos.....	90
Tabela 18 - IVL do lodo Bruto e tratados da coleta de 28/08/2022.	95
Tabela 19 - Caracterização do sobrenadante pós tratamento da coleta de lodo de 28/08/2022.	96
Tabela 20 - Caracterização do lodo residual pós tratamento da coleta de lodo de 28/08/2022.	98

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APHA	<i>American Public Health Association</i>
BR	Brasil
CEIVAP	Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul
CO ₂	Gás carbônico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM/CERH-MG	Conselho Estadual de Política Ambiental de Minas Gerais / Conselho Estadual de Recursos Hídricos De Minas Gerais
COT	Carbono orgânico total
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
Fe (II)	Íons ferrosos
Fe (III)	Íons férricos
H ₂ O ₂	Peróxido de Hidrogênio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MS	Ministério da Saúde
NBR	Normas Brasileiras
OH [•]	Radicais Hidroxilas
PAC	Policloreto de alumínio
pH	Potencial hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
POA	Processo Oxidativo Avançado
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	13
1. OBJETIVOS	15
1.1 Objetivo Geral	15
1.2 Objetivos Específicos	15
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1 Resíduos do Tratamento de Água.....	16
2.2 Quantificação dos lodos das ETAs.....	20
2.3 Legislação Ambiental	25
2.4 Tratamento do Lodo de ETA	29
2.5 Alternativas para Tratamento, Destinação ou Disposição Final do Lodo ...	33
2.6 Processos Oxidativos Avançados	44
2.6.1 Processo Oxidativo Avançado com a Reação de Fenton.....	46
2.6.2 Fenton Homogêneo.....	49
2.6.3 Fenton Heterogêneo	49
2.6.4 Fenton Modificado ou Fenton Like	50
2.6.5 Fatores que interferem no Processo Fenton	51
2.6.6 pH e Temperatura	53
2.6.7 Tempo de reação	53
2.6.8 Concentração de Peróxido de Hidrogênio.....	54
2.6.9 Concentração e Tipo de Catalisador	55
2.6.10 Relação Fe:H ₂ O ₂	55
2.6.11 Resíduos que Contém Ferro Utilizados como Catalisadores na Reação de Fenton	56
3. MATERIAIS E MÉTODOS	60
3.1 Área de estudo e descrição da ETA.....	60
3.2 Coleta e Caracterização do lodo da ETA	63
3.3 Quantificação do lodo gerado.....	65
3.4 Metodologia da reação de Fenton.....	67
3.4.1 Primeira Etapa - Exploratória	67
3.4.1.1 Avaliação da eficiência	71
3.4.2 Segunda Etapa - Confirmatória	72
3.4.3 Inativação de microrganismos patogênicos.....	73

3.4.4 Avaliação da sedimentabilidade do lodo	75
3.4.5 Caracterização do sobrenadante e lodo residual sedimentado	76
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	77
4.1 Caracterização do lodo da ETA.....	77
4.2 Quantificação do lodo.....	81
4.3 Resultados da reação de Fenton	84
4.3.1 Avaliação da eficiência da primeira etapa – Exploratória	84
4.3.2 Confirmação da remoção de matéria orgânica.....	86
4.3.3 Inativação de microrganismos patogênicos.....	91
4.3.4 Resultados da avaliação da sedimentabilidade do lodo da ETA	95
4.3.5 Resultados do sobrenadante e do lodo residual	96
5. CONCLUSÃO	100
6. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	102
REFERÊNCIAS.....	103

INTRODUÇÃO

O abastecimento de água no Brasil se destaca em relação aos demais serviços de saneamento básico. Em comparação à prestação de serviços de coleta de esgoto, foram identificados 753 mil quilômetros de redes de abastecimento de água, contra 365 mil quilômetros de extensão de redes de esgotamento sanitário no ano de 2021 (SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO, 2022). Ainda, segundo a série histórica da Pesquisa Nacional de Saneamento realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2017, entre 1989 e 2017, os municípios com serviços de abastecimento hídrico saltaram de 4.245 para 5.548 respectivamente. As Estações de Tratamento de Água – ETAs no país são normalmente projetadas com ciclo completo ou também chamada de tratamento convencional, compreendendo os processos de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção (ACHON; BARROSO; CORDEIRO, 2013).

Nos processos de tratamento da água há a geração lodo, que são resíduos gerados nas etapas de decantação e nos filtros e que necessitam de gerenciamento e disposição final ambientalmente adequada (NGUYEN *et al.*, 2022).

A mais recente aprovação do Marco Legal do Saneamento Básico (BRASIL, 2020) trouxe uma nova perspectiva para os problemas dos resíduos sólidos no Brasil. Além do novo marco, temos ainda a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (BRASIL, 2010) que completou 12 anos desde sua publicação. Poucos avanços ocorreram na prática desde a PNRS que traz a obrigatoriedade para todos os geradores de elaborar e implementar uma gestão adequada, incluindo os resíduos do saneamento básico.

Nguyen *et al.* (2022) relatam que cerca de 10.000 toneladas de lodos de tratamento de água são produzidas diariamente no mundo e que o volume de lodo está cada vez maior, com o aumento da demanda por água tratada.

Apesar de algumas iniciativas, a maioria das ETAs negligenciam a gestão do lodo e não cumprem o determinado nas legislações brasileiras que regem o gerenciamento de resíduos e do saneamento básico (ACHON; BARROSO; CORDEIRO, 2013).

Neste sentido, estudos sobre o tratamento e o reaproveitamento do lodo de ETA vem sendo publicados e alguns dos tratamentos e destinações que merecem destaque são: adensamento ou desidratação (PEREIRA; GOMES; PEREIRA, 2012),

disposição em solo (BAĞRIAÇIK; GÜNER, 2020), recuperação de coagulantes (BARAKWAN; TRIHADININGRUM; BAGASTYO, 2019), flotação por ar dissolvido e filtração do sobrenadante (DE OLIVEIRA; OLIVEIRA, 2019), metanização (GÓRKA; CIMOCHOWICZ-RYBICKA, 2017), produção de materiais cerâmicos e diversos usos na construção civil (GODOY *et al.*, 2019), barreiras impermeabilizantes de aterro sanitário (GONÇALVES *et al.*, 2016), produção de mudas em viveiro (Rocha *et al.*, 2015) e o tratamento do lodo utilizando um processo oxidativo avançado - POA com reação de Fenton (SILVA *et al.*, 2021).

Os estudos que utilizam POA com a reação Fenton tem se mostrado uma técnica promissora para o tratamento de diversas matrizes ambientais, sendo formada pela combinação de peróxido de hidrogênio – H_2O_2 e catalisadores a base de ferro, gerando radicais hidroxilas – OH^* que degradam substâncias recalcitrantes e oxidam a matéria orgânica (ZHANG *et al.*, 2020).

Neste contexto, este trabalho teve como hipótese tratar o lodo de uma ETA que utiliza coagulante a base de ferro, que poderá ser empregado como catalisador para a reação de Fenton e promover condições ideais com a adição de H_2O_2 , para oxidação de matéria orgânica e a inativação de patógenos, visando o tratamento dos resíduos na própria ETA e assim poder facilitar a destinação final do lodo.

1. OBJETIVOS

1.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência da reação de Fenton, para o tratamento do lodo de uma Estação de Tratamento de Água, localizada na Zona da Mata Mineira, que utiliza coagulante a base de ferro, visando a redução da matéria orgânica e patógenos.

1.2 Objetivos Específicos

- I. Caracterizar o lodo de ETA convencional que utiliza sais férricos na coagulação/floculação.
- II. Quantificar o lodo produzido nos decantadores de uma ETA.
- III. Avaliar a adição de H_2O_2 para promover a reação de Fenton e possibilitar o tratamento e a eliminação de microrganismos do resíduo na própria ETA.
- IV. Avaliar a sedimentabilidade do lodo da ETA após a reação de Fenton.
- V. Avaliar o sobrenadante e o lodo residual após o tratamento com Fenton.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Resíduos do Tratamento de Água

As Estações de Tratamento de Água – ETAs são abastecidas de água bruta, captada de mananciais superficiais ou subterrâneos e possuem uma série de etapas para transformar a água bruta em água tratada. Para que ocorra o tratamento da água é necessário a adição de produtos químicos, normalmente são utilizados sais de ferro ou de alumínio para que possam desestabilizar as partículas coloidais, formando aglomerados de flocos com tamanho suficiente para sedimentação e sua posterior remoção (REALI, 1999).

O tipo de tratamento mais comum no Brasil é o de ciclo completo o qual possui várias etapas (ACHON; BARROSO; CORDEIRO, 2013).

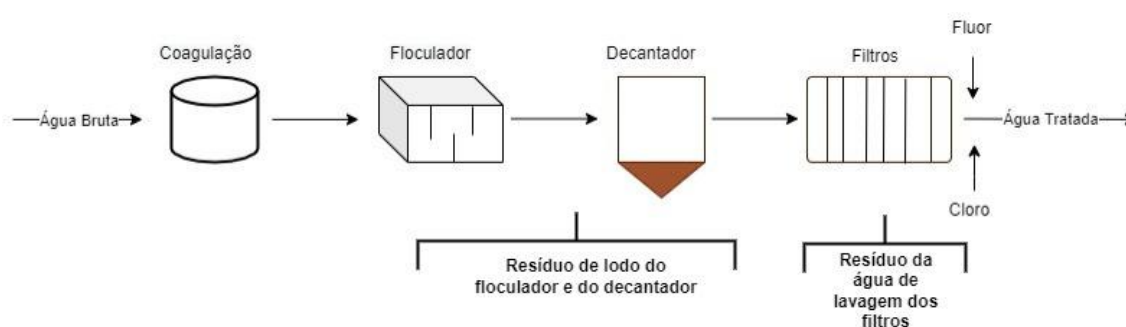
- a) Captação: Bombeamento de água bruta do manancial para a estação de tratamento de água;
- b) Coagulação: Adição de coagulantes (sulfato de alumínio, cloreto férrico, policloreto de alumínio ou sulfato férrico, normalmente). A quantidade de coagulante irá depender das características da água bruta captada;
- c) Floculação: Após a adição do coagulante a água é direcionada para os floculadores e são formadas partículas com as impurezas da água, que são removidas na etapa de decantação;
- d) Decantação: Etapa que ocorre a sedimentação das impurezas, partículas em suspensão e microrganismos que pela ação da gravidade, se depositam no fundo do decantador, formando o lodo. Nesta etapa há clarificação da água e a formação do principal resíduo gerado em uma ETA;
- e) Filtração: As partículas que por ventura estiverem na água após o processo de decantação, são retidas no processo de filtração e uma parcela dos resíduos formados na ETA são provenientes desta etapa devido à lavagem dos filtros;
- f) Cloração: Para finalizar o tratamento e garantir a remoção completa de microrganismos que ainda possam existir é adicionado normalmente o cloro, que poderá ser na forma: cloro gasoso, hipoclorito de sódio, hipoclorito de cálcio entre outros. O cloro é um

desinfetante de baixo custo e eficiente para desinfecção;

- g) Fluoretação: Não é considerado uma etapa de tratamento da água, mas é muito utilizado por ser uma medida efetiva para reduzir a cárie dentária;
- h) Correção do pH: Devido à adição de produtos químicos nas etapas de tratamento, pode ser necessário ajustar o pH da água antes da distribuição, normalmente, é adicionada cal hidratada.

Após passar por todas essas etapas a água está pronta para a distribuição e consumo humano. A figura 1 apresenta o fluxograma das etapas de tratamento e resíduos gerados em uma ETA do tipo convencional ou ciclo completo.

Figura 1 - Tratamento convencional de uma estação de tratamento da água do tipo convencional



Fonte: Autoria própria, 2023.

Di Bernardo (2003) relata que toda água independentemente da qualidade pode ser tratada. Para isso, deve haver uma análise de custos, estudo da operação, manutenção da ETA e condições do manancial para determinar a viabilidade do tratamento e a geração de resíduos produzidos no processo de tratamento da água.

Após a adição de produtos químicos na etapa de coagulação há formação dos flocos nos floculadores (Figura 2), que constitui importante etapa para iniciar a clarificação da água, e posteriormente, nos decantadores, que são grandes compartimentos onde ocorre a sedimentação das partículas e há formação do maior volume de resíduos em uma ETA, o lodo do decantador (Figura 3). Após a decantação parte dos flocos que não sedimentaram são encaminhados aos filtros para clarificação final gerando um outro resíduo, com características distintas: a água de lavagem dos filtros (Figura 4). Por meio dessas etapas, as ETAs produzem água para

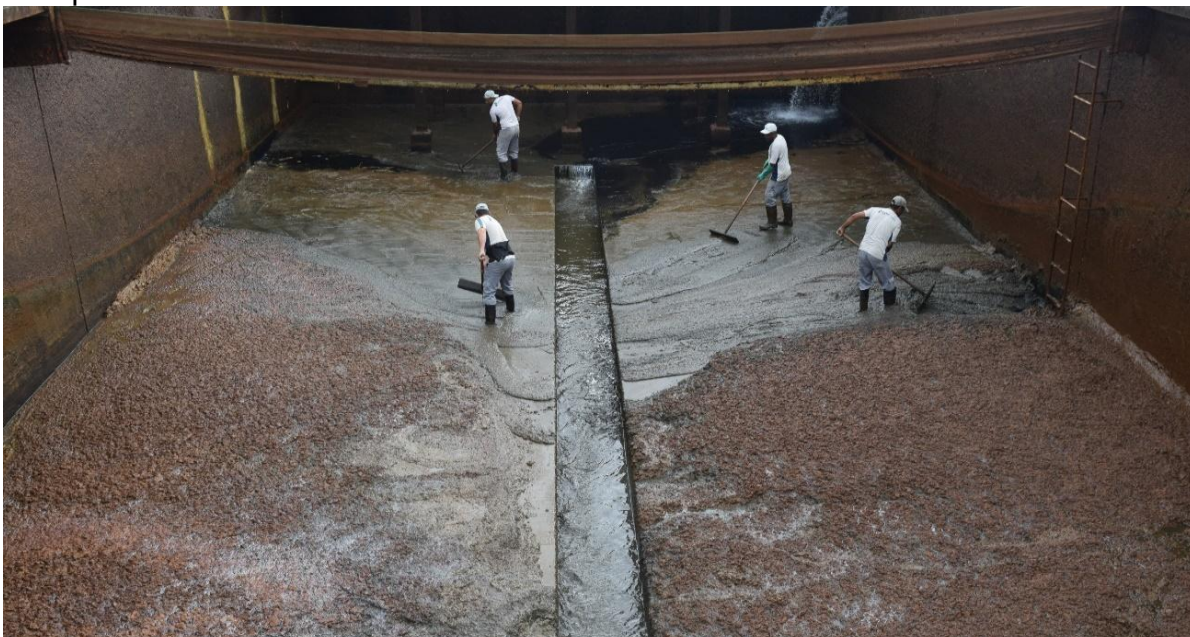
abastecimento e geram resíduos, identificados como lodos acumulados nos decantadores e água de lavagem dos filtros, que precisam de tratamento e destinação final adequados.

Figura 2 - Flocos aderidos nos floculadores de uma ETA.



Fonte: Autoria própria, 2022.

Figura 3 - Lodo acumulado no decantador e operação de raspagem manual durante a limpeza em uma ETA.



Fonte: Autoria própria, 2022.

Figura 4 - Partículas retidas no fundo do filtro da ETA após o procedimento de limpeza do sistema de filtragem que utiliza coagulante à base de ferro.



Fonte: Autoria própria, 2022.

O tratamento do lodo pode ser considerado um dos principais problemas da operação em uma ETA. No Brasil, a frequência de remoção de resíduos pode ocorrer em intervalos de até seis meses, acarretando o acúmulo e, portanto, elevada concentração de sólidos contaminantes orgânicos e inorgânicos (ACHON; BARROSO; CORDEIRO, 2013).

Reali (1999) apresenta que a depender da operação da ETA, os lodos podem ficar retidos nos decantadores em períodos distintos de tempo, variando de 30, 40 e 60 dias ou até mesmo por algumas horas. Durante a limpeza da ETA, esses lodos são, muitas vezes, lançados no curso hídrico mais próximos, alterando consideravelmente as características do corpo receptor (DUTRA, 2022; MORSELLI *et al.*, 2022).

Na avaliação dos impactos do corpo receptor do lodo da ETA CDI em Juiz de Fora/MG, durante o momento da lavagem do decantador, que ocorria em média a cada 60 dias, foi nítida a poluição visual do curso hídrico, o ribeirão Espírito Santo (ASSIS 2014). Assis (2014) realizou várias campanhas de monitoramento em pontos distintos do ribeirão Espírito Santo ao longo dos anos de 2012 e 2013, obtendo como resultado alterações nos parâmetros de pH, condutividade, turbidez, cor e sólidos totais durante a lavagem dos filtros e limpeza dos decantadores. Durante a lavagem

dos decantadores, aproximadamente 37 toneladas de sólidos totais, a cada 60 dias, são despejados no ribeirão Espírito Santo.

Achon, Barroso e Cordeiro (2013) e Morselli *et al.* (2022) relatam que várias ETAs utilizam o mesmo manancial de captação para o lançamento de lodo, degradando a água bruta e algumas ETAs já possuem problemas de poluição da água captada em razão do lançamento de lodo.

Em um estudo sobre a geração, reaproveitamento e disposição final dos resíduos das ETAs na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, 153 ETAs foram contabilizadas, sendo 139 ETAs identificadas como geradoras de resíduos. Destas em 7,9% não foi possível obter informações quanto ao tratamento adotado, enquanto 92,1% dispunham de informações. Do total de ETAs que forneceram as informações, somente 7% realizam o tratamento dos resíduos e 93% não realizam qualquer tratamento (DUTRA, 2022).

2.2 Quantificação dos lodos das ETAs

A quantidade de lodo aumenta de acordo com o tempo de retenção e a maioria das ETAs faz a limpeza do decantador e o descarte do lodo de maneira manual. O lodo gerado em ETAs de ciclo completo tem aparência gelatinosa e com a presença de sais de alumínio e/ou ferro e misturas de matéria orgânica, inorgânica e hidróxidos de metais de acordo com os coagulantes utilizados (RICHTER, 2001).

Cordeiro (1993) apresenta que a sistemática é bem parecida em todo Brasil e são gerados milhões de toneladas de resíduos diariamente.

Achon, Barroso e Cordeiro (2013) relatam que não há gestão dos lodos das ETAs, não sendo quantificado o volume de resíduos gerados e nem mesmo suas características. Isto posto, nos remete ao grande desafio para atendimento às normativas para a gestão deste resíduo e o atendimento legal das normas sobre o saneamento básico.

Dutra (2022) cita que o Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul – CEIVAP, possui programas relacionados aos recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Tais programas tem como finalidade manter a qualidade, gestão da água e do saneamento, reduzir a poluição dos corpos hídricos, evitar a contaminação e reduzir o volume de águas residuais sem tratamento (ASSOCIAÇÃO PRÓ-

GESTÃO DAS ÁGUAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL, 2021) e tais programas poderiam atuar em prol do tratamento de lodos de ETAs.

A quantificação do volume de lodo de ETAs em sistemas convencionais varia de acordo com a época do ano, qualidade da água do manancial de captação, tipo e dosagem dos coagulantes utilizados (REALI, 1999). Desta forma, o volume de resíduos gerados em uma ETA depende quase que exclusivamente das características da água bruta e dos insumos utilizados no tratamento.

Pereira, Gomes e Pereira (2012) realizaram a quantificação de lodo da ETA CDI em Juiz de Fora/MG no ano de 2010 através do balanço de massa. Demonstraram que os principais fatores que podem influenciar a produção de lodo foram o parâmetro turbidez da água bruta, que representou uma variação de 70 a 90%, e os produtos químicos utilizados no tratamento, que equivalem a 10 a 30% da produção dos resíduos na ETA.

Cosin e Díaz (2004) apresentam de forma geral que a geração de lodos de ETAs no estado de São Paulo é de aproximadamente 30.000 toneladas por ano, e todo esse volume é geralmente descartado em cursos hídricos ou em aterros.

De acordo com Pereira, Gomes e Pereira (2012) e Katayama *et al.* (2015) a quantificação do volume de lodo pode ser estimada com base em três métodos:

- I. Análise do balanço de massa, calculados pela relação da massa molar dos produtos químico e massa molar dos compostos precipitados;
- II. Fórmulas empíricas apresentadas na literatura;
- III. Determinação *in loco*.

As estimativas de geração de lodo por balanço de massa e as apresentadas empiricamente na literatura utilizam informações sobre a quantificação dos sólidos suspensos totais na captação da água bruta e dos produtos químicos utilizados. Vários autores apresentam fórmulas distintas para a quantificação, no entanto há um consenso que para facilitar a obtenção de dados, pode-se utilizar o parâmetro turbidez ao invés dos sólidos suspensos totais, devido este não estar disponível em todos os monitoramentos de água bruta de diversas ETAs (BATISTA *et al.*, 2021; INOCENTE, 2018; SARON; LEITE, 2001). Para esta substituição, uma correlação, multiplicando o valor encontrado do parâmetro turbidez por um fator na faixa de 0,5 a 2,0 é utilizada (RICHTER, 2001).

Pereira, Gomes e Pereira (2012) utilizaram para a estimativa de geração de lodo em ETA duas fórmulas distintas para a conversão do parâmetro turbidez para sólidos

suspensos totais de acordo com a época chuvosa e de seca e a diferença na produção de lodo entre essas duas épocas do ano foi de 40%. Para o período chuvoso foi aplicada a Equação 1 obtida no trabalho de Piccolo *et al.* (1999).

$$SST = (1,03 \times T) - 11,34 \quad (1)$$

Para o período de estiagem foi utilizada a Equação 2 descrito no trabalho de Teixeira e Senhorelo (2000):

$$SST = T + 6,3 \quad (2)$$

Onde:

SST = sólidos suspensos totais da água em mg/L;

T= turbidez da água bruta em uT.

O método de quantificação por balanço de massa pode ser considerado como a melhor técnica de quantificação da geração de lodo de ETA conforme descrito por ASCE e AWWA (1996) apud Barroso e Cordeiro (2002). Neste método é levado em conta as taxas de captura de sólidos na sedimentação e os dados sobre os coagulantes utilizados (BARROSO; CORDEIRO, 2002). Para o cálculo do balanço de massa no decantador, Barroso e Cordeiro (2002) apresentam a Equação 3:

$$Q.C_1 + Q_C D_C + Q_S D_S + Q_P D_P = Q_R C_R + Q_F C_F + Q_{AT} C_{AT} \quad (3)$$

Onde:

Q = Vazão de água bruta em L/s;

C₁ = Concentração de sólidos na água bruta em mg/L;

Q_C = Vazão de cal em L/s;

D_C = Dosagem de cal em mg/L;

Q_S = Vazão do coagulante primário em L/s;

D_S = Dosagem do coagulante primário (mg/L);

Q_P = Vazão de polímero em L/s;

D_P = Dosagem de polímero em mg/L;

Q_R = Vazão de resíduo em L/s;

C_R = Concentração de resíduo em mg/L;

Q_F = Vazão de água de lavagem dos filtros em L/s;

D_F = Concentração de sólidos na água de lavagem dos filtros em mg/L;

Q_{AT} = Vazão da água tratada em L/s

C_{AT} = concentração de sólidos na água tratada em mg/L;

A produção diária de resíduo sólidos ou poluentes específicos em quilos podem ser expressa como apresentado na Equação 4:

$$W = Q \times CR \times 0,0864 \quad (4)$$

W = Produção diária de resíduo sólidos ou poluentes específicos em kg.

Segundo Barroso e Cordeiro (2002) as Equações 3 e 4, desconsideram os efeitos de dispersão e sedimentação no equacionamento do balanço de massa global em ETAs convencionais, de qualquer modo são equações muito aplicadas para a quantificação de resíduos gerados.

Ribeiro (2007) relata que através do balanço de massa de sólidos secos presentes no lodo e com o cálculo estequiométrico dos produtos químicos utilizados no tratamento, é possível obter dados dos resíduos gerados no tratamento da água.

Pereira, Gomes e Pereira (2012) determinaram a estimativa da produção de sólidos gerados na ETA CDI localizada em Juiz de Fora/MG, que utiliza coagulante a base de ferro, aplicando o método do balanço de massa. Foi produzido um modelo matemático de Regressão Linear Múltipla para a estimativa da produção diária de lodo e desta forma, com os resultados médios da turbidez da água bruta e da dosagem média de coagulante obteve-se a produção de sólidos em kg/dia conforme Equação 5:

$$PSS = 0,28 \times Dc + 37,99 \times T + 227,24 \quad (5)$$

Onde:

PSS = Produção diária de sólidos em kg/dia;

Dc = Dosagem média de coagulante em um dia apresentado em mL/min;

T = Turbidez média em um dia.

Por meio da correlação extraída da regressão linear múltipla a Equação 5, pode ser utilizada como ferramenta para a atualização da quantificação do lodo, para um melhor dimensionamento e estudos de viabilidade econômica para o tratamento, reúso ou disposição final em aterro pela ETA pesquisada.

Outra maneira de quantificação, amplamente apresentada na literatura, são as fórmulas empíricas publicadas por vários autores para a estimativa de produção de lodo em diferentes ETAs. Podemos citar Cornwell (1987) com a Equação 6, Kawamura (1991) apud Reali (1999) apresentam a Equação 7, Reali (1999) utiliza a Equação 8 e Ritcher (2001) demonstra a Equação 9:

a) Cornwell (1987):

$$P = (1,5 \times T + 0,44 \times D + A) / 1000 \quad (6)$$

Onde:

P = Produção de sólidos secos em kg/m³;

T = Turbidez da água bruta (uT)

D = Dosagem de coagulante (mg/L)

A = Dosagem de produtos químicos adicionados, tais como polímeros, carvão ativado (mg/L).

b) Kawamura (1991) apud Reali (1999):

$$P = (1,5 \times T + K \times D) / 1000 \quad (7)$$

Onde:

P = Produção de sólidos secos em kg/m³ de água tratada;

T = Turbidez da água bruta em uT;

D = Dosagem de coagulante em mg/L;

K = Coeficiente de relação estequiométrica na formação do precipitado de hidróxido;

K = 0,23 a 0,26 quando utilizado o sulfato de alumínio;

K = 0,54 quando utilizado o sulfato férrico;

K = 0,66 quando utilizado cloreto férrico anidro;

K = 0,40 quando utilizado cloreto férrico hidratado.

c) Water Research Center (1979) apud Reali (1999):

$$P = (1,2 \times T + 0,07 \times C + K \times D + A) \quad (8)$$

Onde:

P = Produção de sólidos secos em kg/m³ de água tratada;

T = Turbidez da água bruta em uT;

C = Cor da água bruta em uT;

D = Dosagem de coagulante em mg/L;

K = 0,17 para o sulfato de alumínio líquido (coeficiente de precipitação);

K = 0,39 para o cloreto férrico (coeficiente de precipitação);

A = Outros aditivos – carvão ativado ou polieletrólitos em mg/L.

d) Ritcher (2001):

$$P = (0,2 \times C + K1 \times T + K2 \times D) / 1000 \quad (9)$$

Onde:

P = Produção de sólidos secos em kg/m³ de água tratada;

T= Turbidez da água bruta em uT;

C = Cor da água bruta em °H;

D = Dosagem de coagulante em mg/L;

K1 = 1,3 (coeficiente de precipitação);

K2 = 0,26 para o sulfato de alumínio, 0,40 para o cloreto férrico, 0,54 para sulfato férrico

Por fim, outro método para quantificar o volume de lodo gerado no tratamento de água é a determinação “*in loco*”, ou seja, sua estimativa em campo em ETAs em funcionamento. É quantificada pelos sólidos totais presentes nas descargas dos decantadores, de acordo com a vazão, sendo conveniente a obtenção de dados sobre a água bruta e consumo de produtos químicos em um dado período de tempo (RIBEIRO, 2007). Sabogal-Paz e Di Bernardo (2007) confirmam que para a determinação em campo são necessárias informações sobre a água bruta captada, análises químicas do lodo e levantamento dos produtos utilizados no tratamento.

2.3 Legislação Ambiental

A Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRs, regida pela Lei nº12.305/2010, estabelece os instrumentos para a gestão dos resíduos desde a geração até a disposição final. Destaca a necessidade, em ordem de prioridade sobre a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem, o tratamento e a disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010). Baseada em tal premissa, o desafio de uma ETA é a disposição final adequada dos lodos.

As ETAs estão sujeitas ao licenciamento ambiental, enquadradas como serviços de utilidades, conforme a Resolução nº 237 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), órgão consultivo e deliberativo do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 1997). Estas ETAs podem ser caracterizadas como indústrias causadoras de impacto ambiental negativo devido à geração de resíduos dos processos de tratamento da água para consumo humano. Para os padrões de potabilidade de consumo humano as ETAs devem atender a mais recente Portaria nº888 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2021) que tornou mais rígidos os padrões de qualidade de água. Ainda, no arcabouço jurídico, há a Lei de Crimes Ambientais (BRASIL, 1998) que possibilita a

punição nas esferas civil, administrativa e penal, para quem não atender aos parâmetros das legislações.

Para que o lançamento de lodo de ETA pudesse ocorrer em um curso hídrico como um efluente, seria necessário um tratamento para que vários parâmetros de lançamento estivessem de acordo com as resoluções que estabelecem limites de emissão para efluentes, a CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) e Conselho Estadual de Política Ambiental de Minas Gerais/Conselho Estadual de Recursos Hídricos De Minas Gerais 08/2022 (COPAM/CERH-MG, 2022), são as normativas que definem os limites de lançamento. A Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) estabelece que resíduos de qualquer natureza podem ser lançados diretamente nos corpos receptores desde que sejam devidamente tratados e obedeçam às condições e aos padrões determinados. Esta Resolução coloca como metas de remoção de matéria orgânica superior a 60% para efluentes industriais, a qual é determinada pelas análises da demanda bioquímica de oxigênio - DBO.

O lodo de ETA apresenta característica sólido-líquido e é classificado como um resíduo sólido, Classe II A, pela NBR 10.004 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004). Isso demonstra a necessidade de soluções técnica para o tratamento do lodo e destinação adequada sem causar degradação nos cursos hídricos. Na Tabela 1 estão apresentados alguns parâmetros normativos para o lançamento de efluentes e também as características de lodo de ETAs brasileiras que são lançados em curso hídrico.

Tabela 1 - Limites de lançamento de efluentes determinados pela CONAMA 430/2011 e COPAM 08/2022 e o demonstrativo das características de lodo de ETA lançado em curso hídrico.

Parâmetros	Limites (mg/L) Efluentes (CONAMA 430/11)	Limites (mg/L) Efluentes (COPAM – MG 08/22)	Sena (2011)	Pedretti (2022)	Menezes <i>et al.</i> (2005)	Gervasoni (2014)	Silva <i>et al.</i> (2021)
pH	5-9	6-9	6-7	6,9	4,5 - 6	8,4	4,8
DQO (mg/L)	-	180 ou 70%	8.500	1320	-	55.347	3.105
DBO (mg/L)	120 ou 60%	60 ou 75%	1.233	560	-	1.996	-
Sólidos Totais (mg/L)	-	100	21.982	22.070	-	13,7	47.625
Ferro (mg/L)	15	15	44.602	10,8	0,9 – 4	57.870	23.076
Alumínio (mg/L)	-	-	1.531	72,26	2 – 33	22.720	-
Coliformes Totais (NMP/100)	-	-	-	-	-	-	-
<i>E. coli</i> (NMP/100)	-	-	-	-	-	-	80.000
Arsênio (mg/L)	0,5	0,2	3	-	-	<1	-

Bário (mg/L)	5	5	46	-	-	33	-
Cádmio (mg/L)	0,2	0,1	2	0,05	< 0,004	<1	-
Chumbo (mg/L)	0,5	0,1	10	0	<0,01	4,55	-
Cobre (mg/L)	1	1	451	0,2	0,011	56,8	-
Cromo (mg/L)	0,1(CrVI) 1 (CRIII)	0,1(CrVI) 1,0(CRIII)	14	0,02	-	10,3	-
Mercúrio (mg/L)	0,01	1	0,2	0	-	<1	-
Níquel (mg/L)	2	0,025	0,2	0	ND	7,2	-
Selênio (mg/L)	0,3	0,3	0,4	-	-	<1	-
Zinco (mg/L)	5	5	32	0,12	0,1	46,4	-

- ND = Não Determinado. Fonte: Autoria própria, 2022.

Comparando os resultados das caracterizações dos lodos apresentados por diversos autores, no geral, todos os parâmetros ultrapassam os limites estabelecidos nas resoluções do CONAMA 430/2011 e COPAM-MG 08/2022 e somente após um tratamento que atendesse os parâmetros e se houvesse posteriormente a geração de efluentes é que poderiam ser lançados em corpo hídrico.

Além das Resoluções que limitam os parâmetros para lançamento em cursos hídrico, temos ainda a Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), que veda o lançamento de resíduos de ETAs, tratados ou não, com a finalidade de diluição, transporte ou disposição final no meio hídrico.

2.4 Tratamento do Lodo de ETA

O tratamento do lodo de uma ETA tem como objetivo remover a água para concentrar os sólidos e com isso reduzir o volume de lodo, diminuir os custos de transporte, viabilizar a destinação ou disposição final e reduzir os riscos de poluição ambiental. Achon, Barroso e Cordeiro (2013) abordam que a redução do volume de lodo é essencial, sendo necessário investigar o tratamento adequado para cada tipo de lodo de ETA.

Segundo Sabogal-Paz e Di Bernardo (2007) e Silveira *et al.* (2015) o tratamento prévio necessário dos resíduos de ETA, seja para disposição final em aterro sanitário ou reutilização como subproduto, demanda inicialmente a separação das fases sólido-líquido, para aumentar a concentração de sólidos e possibilitar reutilização ou o correto descarte. Com a retirada da água livre do lodo, há uma redução inicial do volume e conseqüentemente há menor custo nas etapas de desidratação. A separação sólido-líquido pode ser realizada por gravidade, por flotação, quando é inserido ar dissolvido ou por adensadores mecânicos de esteira (ANDRADE; SILVA; OLIVEIRA, 2014). Utilizam-se sistemas mecânicos com equipamentos: prensa desaguadora, centrífugas, filtro-prensa e filtros rotativos a vácuo, que proporcionarão uma torta de lodo com no mínimo 20% de sólidos (RICHTER, 2001).

Há também os sistemas naturais que utilizam a gravidade e a evaporação, conhecidos como as lagoas de lodo, leitos de drenagem e secagem e o uso de manta geotêxtil (SILVEIRA *et al.*, 2015).

Desta maneira, os aspectos econômicos e ambientais devem ser observados no estabelecimento das tecnologias utilizadas para a desidratação, que se resumem

na separação da fase aquosa da fase sólida, facilitando o tratamento, reúso ou a disposição final.

Para melhorar o desempenho dessas técnicas e proporcionar uma melhoria no desaguamento do lodo, podem ser adicionados produtos químicos em diferentes condições. O condicionamento químico do lodo de ETA foi estudado por Ferranti (2005) sendo adicionado resíduos de cal no lodo antes do envio para leito de secagem e obteve como resultado que o tempo para drenar a água do lodo foi 40 vezes menor se comparado aos lodos que não continham cal.

Ainda Ferranti (2005) relata que o condicionamento químico diminui a resistência específica, facilitando o processo de filtração e drenagem da água, reduzindo os custos. Apresenta também, que diversos produtos podem ser utilizados para o condicionamento, como cinzas, cal, carvão pulverizado, serragem, além da utilização de polímeros ou polieletrólitos, como os polímeros catiônicos, aniônicos e não aniônicos. Todos estes componentes são adicionados no lodo e tem como objetivo formar flocos maiores para sedimentação e facilitar posteriormente as etapas de desidratação.

Uma das aplicações para o lodo de ETA está na fabricação de material cerâmico, no entanto este uso fica comprometido com o aumento da porosidade, alterando a qualidade do produto (CABRAL; BASTOS, 2021; KIZINIEVIČ; KIZINIEVIČ, 2017; RODRIGUES *et al.*, 2011). O tratamento químico com a alcalinização de lodos com alumínio e ferro com o objetivo da remoção de matéria orgânica e de subprodutos do tratamento da água foi pesquisado por Cabral e Bastos (2021) para que posteriormente o lodo fosse incorporado em materiais cerâmicos sem alterar a qualidade. Foi verificado que com a alcalinização houve solubilização da matéria orgânica e remoção de alumínio do lodo de ETA que utiliza como coagulantes sulfato de alumínio e policloreto de alumínio - PAC. Já o lodo de ETA que utiliza cloreto férrico não foi possível obter nenhuma remoção (CABRAL, BASTOS, 2021).

Na Tabela 2 estão apresentadas algumas técnicas de tratamento para desidratação do lodo, citando suas vantagens e desvantagens e os equipamentos utilizados ou processos.

Tabela 2 - Técnicas de tratamento para desidratação do lodo de ETA.

Técnica	Eficiência	Vantagem	Desvantagem	Referência
Prensa desaguadora ou Filtro prensa de correia	Lodo relativamente seco, com 40 a 50% de sólidos	Baixo custo em comparação às demais técnicas	Deterioração de correias devido a presença de material abrasivo. A eficiência pode ser alterada devido às características do lodo	Richter (2001)
Centrífuga	Lodo desidratado com 15 a 35% de sólidos. Lodo com cal pode chegar a uma taxa de 90 a 98%	Requer pequenos espaços para instalação	Não é efetivo na desidratação como a filtração. Equipamentos sujeitos à abrasão	Richter (2001)
Filtro-prensa	Ideal para sedimentos finos e lodos desidratados com 40 a 50% de sólidos	Troca do meio filtrante em longos períodos de tempo	Necessário aplicação de cal para elevação do pH. Elevado consumo de energia e custo operacional	Richter (2001)
Filtro rotativo a vácuo	Ideal para sedimentos finos granulares, torta de lodo em até 40% de sólidos	Não há em comparação com as demais técnicas	Elevado consumo de energia e alto custo	Richter (2001)

Lagoa de lodo	Lodo relativamente seco, com 40 a 50% de sólidos	Baixo custo de implantação e operação. Favorável em regiões quentes. Não há consumo energético	Limitado à pequenas ETAs. Demanda grandes áreas. Maior custo em comparação ao leito de secagem	Richter (2001), Silveira <i>et al.</i> (2015)
Leito drenagem/secagem	Teor de sólidos em até 80%	Baixo custo de implantação e operação. Favorável em regiões quentes. Não há consumo energético. Melhor desempenho em comparação às lagoas de lodo.	Limitado à pequenas ETA. Demanda grandes áreas	Richter (2001), Achon, Barroso, Cordeiro (2008), Silveira <i>et al.</i> (2015),
Leitos de drenagem/secagem com o uso de mantas geotêxteis	Lodo desidratado com 13 a 15% de sólidos	Baixo custo de implantação e operação. Favorável em regiões quentes. Não há consumo energético	Demanda grandes áreas	Silveira <i>et al.</i> (2015)

Fonte: Adaptado Achon, Barroso, Cordeiro (2008), Richter (2001), Silveira *et al.* (2015).

2.5 Alternativas para Tratamento, Destinação ou Disposição Final do Lodo

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) apresenta diferentes significados para os termos “destinação final” e “disposição final” de resíduos. A destinação final contempla os processos de reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação e o aproveitamento energético e somente após esgotadas todas estas alternativas é que se deve realizar a disposição final ambientalmente adequada em um aterro sanitário; desta forma o resíduo perde seu valor ou potencial para aproveitamento em outro processo, sendo caracterizado como rejeito e o envio para aterro sanitário é a alternativa mais adequada.

Outrossim, é de extrema importância estabelecer métodos para a destinação dos lodos de ETA. Não há uma alternativa padronizada para o seu destino e a definição para o melhor manejo dos resíduos gerados em uma ETA devem ser escolhidos levando em conta os aspectos locacionais, disponibilidades de áreas, quantidades e características do lodo gerado, proximidade de aterros ou atividades industriais que possam utilizar o lodo como matéria prima em seus processos produtivos (ACHON; BARROSO; CORDEIRO, 2013; CABRAL; BASTOS, 2021).

Sabogal-Paz e Di Bernardo (2007) reforçam que a escolha da tecnologia de tratamento, aproveitamento e disposição dos lodos de ETA não pode ser definida de forma isolada. Deve ser analisada do ponto de vista sistêmico considerando o nível de tratamento, a disposição dos resíduos e da qualidade da parcela líquida retirada do lodo.

Para a escolha da melhor alternativa de tratamento são necessários estudos preliminares sobre a qualidade da água bruta captada, quantidade de produtos químicos utilizados, tipos e manutenção dos decantadores e unidades de filtração, quantidade de água produzida, como também deve-se conhecer as características e quantidade do lodo gerado (LIMA *et al.*, 2021; SABOGAL-PAZ; DI BERNARDO, 2007).

Dentre as técnicas de tratamento, é importante considerar a distância até a destinação final, as condições de infraestrutura da região, mão de obra e tecnologias disponíveis (SABOGAL-PAZ; BERNARDO, 2007; LIMA *et al.*, 2021).

Algumas possibilidades da reutilização do resíduo de ETA são amplamente pesquisadas, como exemplo a calcinação do lodo e o uso como matéria-prima na produção de cimento. O lodo de ETA calcinado a 750°C por 6 horas apresentou ser

eficiente para ser utilizado como matéria-prima, no entanto, devido à umidade e presença de matéria orgânica, os materiais produzidos à base de lodo de ETA apresentam prejuízos em relação a: porosidade, fissuras e resistência mecânica (SANTOS *et al.*, 2019).

Roque, Montalvan e Boscov (2021) avaliaram o comportamento dos lodos de ETA para compactação em solo, realizando sua aplicação em diferentes proporções para reaproveitamento em obras geotécnicas e coberturas de aterros sanitários. Os lodos foram coletados em duas ETAs, foram desaguados com o uso de centrífugas e preparados em uma mistura com diferentes tipos de solos. A incorporação dos lodos de ETAs aos solos proporcionou a redução da massa específica e deixou o teor de umidade de modo satisfatório na mistura. Os resultados apresentaram boa compactação, concluindo que as misturas solo-lodo de ETA possuem potencial reutilização como revestimentos em obras geotécnicas e cobertura em aterros sanitários.

Na Tabela 3 destacam-se algumas alternativas de tratamento exploradas na literatura, com pesquisas em nível de bancada e em escala real, como possíveis alternativas para a destinação adequada do lodo de ETAs no Brasil e no mundo.

Tabela 3 - Alternativas de tratamento e destinação do lodo de ETA.

Destinação	Escala	Coagulante	Local	Condições	Vantagem	Desvantagem	Referência
Pavimentação	Bancada	Sulfato de alumínio	Australia	Teores de lodo de ETA nas concentrações de 5%, 10%, 15% e 20%, foram adicionados na mistura em substituição da areia para a fabricação de blocos de pavimentação e análise microestrutural, durabilidade e propriedades de lixiviação foram realizadas	Podem ser substituídos com o teor máximo de 10%, a depender dos critérios de pavimentação	Na análise microestrutural houve alta porosidade devido à presença de enxofre e alumínio. Somente na concentração de 5% de lodo de ETA se manteve a resistência	Liu <i>et al.</i> (2020)
Argamassa	Bancada	Sulfato de alumínio	Australia	Verificado o desempenho da substituição de 0%, 5% e 10% da areia utilizada na argamassa com o lodo de ETA bruto e tratado em 600°C por 1 hora	Aumento na resistência da união entre argamassa e tijolos foi observado com a argamassa que continha 10% de lodo tratado em comparação com o grupo controle sem lodo	Somente 5% da incorporação de lodo de ETA tratado apresentaram o melhor desempenho mecânico.	Pham <i>et al.</i> (2021)
Lançamento na rede de esgotos sanitários/ETE	Real	Policloreto de alumínio (PAC)	BR - ETA Ponta Grossa - PR	Tratamento do lodo da ETA, com uma vazão de 7 L/s para o tratamento em ETE com vazão de 213 L/s que opera com quatro reatores anaeróbios (UASB) e lagoa de polimento. Verificado a eficiência da ETE, através dos	Não alterou a eficiência de remoção da DQO e SST, nem pelos UASB e nem pela lagoa da ETE	A proporção de Lodo de ETA que chega à ETE tem que ser avaliada para não alterar a eficiência da ETE	Wagner, Wiechetech e Széliga (2019)

				parâmetros de DQO e SST			
Adubo	Experimental	Não Informado	BR- ETA do IFMG-SJE - MG	Desidratado ao sol, homogeneizado e seco em estufa. Redução da granulometria com uso de um pilão de madeira e peneira. Foram feitas as misturas do lodo ao substrato utilizando vermiculita, palha de arroz e fibra de coco	Produção de mudas de Eucalipto em concentrações até 50% de Lodo	Concentração acima de 50% de Lodo perda de eficiência no crescimento	Rocha <i>et al.</i> (2014)
Lodo de ETA tratado com radiação ionizante e utilização na agricultura	Experimental	Não Informado	Sérvia	Uso de radiação ionizante para a desativação de microrganismos bolores, acrilamida, concentração de metais pesados e teor total de nutrientes e armazenamento em sacos plásticos por 15 meses	O teor de acrilamida não excedeu os limites para lodo a ser usado como fertilizante na agricultura	Não informado	Ranković <i>et al.</i> (2023)
Material de suporte de solo	Bancada	Cloreto Férrico (FeCl ₃)	Túrcia	Em um 1º estágio, a proporção ótima de mistura de LETA foi determinada. Na 2º etapa, diferentes relações H/D foram avaliadas na investigação de espessuras de reforço adequadas no melhoramento de misturas solo argiloso + LETA. No 3º estágio, os assentamentos foram	Aditivo de 10% LETA foi ótimo para melhorar as propriedades de argisolo	Concentrações mais altas não tiveram efeito significativo nas propriedades do solo	Bağrıaçık e Güner (2020)

				investigados antes e depois da melhoria com LETA. Na última etapa, o mecanismo de reforço das misturas solo argiloso + LETA foi investigado por meio de microscopia eletrônica de varredura			
Concreto	Bancada	Alumínio	BR - Gravataí/RS	Substituição de 5% de lodo de ETA por areia nas relações a/c 0,4, 0,5 e 0,6. Apresentou redução de 34,4 kg, 40,9 kg e 45 kg por m ³ de consumo de areia natural, respectivamente	Redução média de aproximadamente 5,3% de areia nos concretos	Maior relação a/c a quantidade de lodo de ETA incorporada não afetou a porosidade e a absorção d'água na mesma proporção	Buselatto <i>et al.</i> (2018)
Concreto	Bancada	Sulfato de Alumínio	China	Lodo de ETA e ETE, e também resíduos de incineração de lodo foram investigados para a produção de blocos de concreto. As razões de substituição de resíduos por material natural variaram de 20 a 100%	Foram viáveis a produção de blocos de concreto ecológico. As amostras atenderam aos requisitos estabelecidos nas especificações do governo de Hong Kong e não excederam os padrões de lixiviação característicos de toxicidade	Não Informado	Cheng <i>et al.</i> (2019)
Barreiras impermeabilizantes de aterro sanitário	Bancada	Cloreto Férrico Hexahidratado	BR - ETA Cafezal - PR	Combinação entre o lodo não destorroado e o solo argiloso. Proporção solo-lodo de 1:0,5 e 1:1 para	O incremento de lodo de ETA aos solos após compactação mostrou-se viável, uma vez que os coeficientes de permeabilidade	Não Informado	Gonçalves <i>et al.</i> (2016)

				solos argilosos e 1:0,25 para arenosos	apresentaram valores menores quando comparados aos solos compactados sem adição do lodo		
Biolixiviação	Bancada	Cloreto de ferro	Polônia	A influência das condições experimentais da biolixiviação de metal do LETA foi determinada, incluindo a acidificação da amostra, adição de enxofre elementar, temperatura de incubação e a inoculação de <i>Acidithiobacillus</i>	Alto potencial de recuperação de metal do LETA. A recuperação para a maioria dos metais foi alta (Ca 96,8%, Cr 92,6%, Cu 80,6%, Fe 95,6%, Mg 91%, Mn 99,5%, Ni 89,7%, Pb 99,5%, Zn 93%); apenas valores mais baixos foram obtidos para Al 58,6% e Cd 68,4%	Necessário aumentar a eficiência para lixiviação desses metais, métodos adicionais de desintegração do substrato antes que o processo possa ser introduzido, sendo indicado pesquisas futuras	Kamizela e Worwag (2020)
Catalisador na produção de biodiesel	Bancada	Sulfato de alumínio	BR-ETA Ponta do Ismael -AM	O lodo foi moído e dividido em duas partes: uma foi calcinada em um forno de mufla, nomeada CWTS (lama de tratamento de água calcinada), a outra parte foi calcinada, chamada de WTS. Foram adicionadas soluções de ácido sulfúrico e o material resultante foi lavado até que o pH da água foi atingido, centrifugado e seco. Após a secagem, o	Viabilidade de produzir um eficaz catalisador ácido sólido e de baixo custo de um abundante resíduo industrial para aplicação na síntese de oleato de metila, dando a esse resíduo um novo uso, ao mesmo tempo em que fornece uma nova opção para a síntese de biocombustível	Não Informado	Pessoa Júnior <i>et al.</i> (2020)

				material foi calcinado a 400 °C por 2h. Foram produzidos quatro catalisadores			
Cerâmica	Bancada	Não há - Ferro natural da água	Lituânia	Aplicação de lodo de ETA e resíduo da produção de vidro a ser utilizado na fabricação de produtos cerâmicos	Com uma adição de (40-60) % de Lodo e (10-40) % de vidro, produtos cerâmicos podem produzir estruturas de alvenaria em pequenos edifícios	O lodo e o vidro têm impacto nas propriedades físico-mecânicas do corpo cerâmico (densidade, resistência à compressão, absorção de água, porosidade) e alteram a macro e a microestrutura, sendo necessárias mais pesquisas	Kizinievič e Kizinievič (2017)
Cerâmica	Bancada	Sulfato de alumínio	BR - ETA RJ	Composições com diferentes percentuais de lodo pelo método de conformação por prensagem e queimados a diferentes temperaturas. Os corpos de prova foram submetidos a ensaios de tração linear de absorção de água, porosidade, tensão de ruptura a flexão. Foram caracterizados pelas técnicas de fluorescência de Raios X, difração de Raios X e microscopia eletrônica de varredura	Aproveitamento econômico e incorporação de apenas 10% de lodo se mostrou viável	Os resultados revelam que a incorporação de lodo da ETA altera a qualidade da cerâmica. A incorporação não deve ultrapassar a 10% de lodo	Rodrigues <i>et al.</i> (2015)

Cerâmica	Bancada	Sulfato de alumínio, PAC e Cloreto Férrico	BR – ETAs Viçosa - MG	Tratamento químico com a alcalinização para a solubilização de matéria orgânica e recuperação dos coagulantes utilizados nas ETAs	As ETAs que utilizam o sulfato de alumínio e o PAC foram semelhantes quanto aos resultados e obtiveram remoções superiores à 70% com a alcalinização em pH 13	O tratamento do lodo da ETA que utiliza cloreto férrico não removeu matéria orgânica e nem o ferro	Cabral e Bastos (2021)
Material Cimentício Suplementar	Bancada	Policloreto de Alumínio	BR- ETA II RS	Amostras de lodo calcinadas apresentam o desempenho promissor quanto à aplicação como material cimentício, equivalente a uma pozolana normal	Potencial de desenvolvimento de um material cimentício suplementar a partir do lodo gerado no tratamento de água	Necessária a caracterização do lodo de diferentes origens para garantir aos requisitos para utilização. São necessários mais estudos sobre a viabilidade de produção de lodo calcinado em escala comercial, com o aprimoramento da eficiência dos processos de calcinação e uma extensa investigação microestrutural	Godoy <i>et al.</i> (2019)
Metanização	Bancada	PAX 19, XL 10, PAX 16	Polônia	Produção de biogás em lodo de ETE e lodo de ETA, as amostras que continham 50% (1: 0,5) e 30% (1: 0,3) de lodo de ETA. A produção de biogás variou dependendo das proporções de lodo de ETE e lodo de ETA. Após 20 dias de digestão, os volumes de biogás produzidos foram	O lodo de ETA intensificou a produção de biogás, a atividade metanogênica aumentou de 5 para 122%, dependendo da proporção de mistura do lodo	A digestão anaeróbia piorou significativamente a capacidade de desidratação do esgoto e do lodo misto. O valor do tempo de sucção capilar (CST) após a digestão foi duas vezes maior do que antes do processo	Górka e Cimochoicz-Rybicka (2017)

0,26 m³. KgVSS-1 e -
0,17 m³. KgVSS-1, lodo
de ETE e lodo de ETA.
respectivamente. Na
mistura com água, a
produção de biogás foi
muito maior e atingiu
0,33 m³. KgVSS-1 para a
amostra 1: 0,5 e 0,43 m³.
KgVSS-1 para a amostra
1: 0,3

Flotação por ar dissolvido e filtração do sobrenadante	Bancada	Sulfato de Alumínio	BR - Uberlândia-MG	Flotação por Ar Dissolvido seguido de filtração no tratamento de lodo de decantador e água de lavagem de filtro de ETA após passagem por leito de drenagem. Análise dos parâmetros Cor e Turbidez da água drenada do lodo após tratamento por flotação e filtração	Melhora nos resultados produzindo água com qualidade, considerando-se apenas os parâmetros monitorados. Boa alternativa à recirculação de água no sistema	Necessários mais estudos, se o objetivo for o uso potável. Utilização de outros coagulantes e ampliação de escala	De Oliveira e Oliveira (2019)
Síntese de geopolímeros	Bancada	Sulfato de Alumínio	BR - ETA Manaus	Investigação do processo de síntese geopolimérica que usa o LETA como fonte de sílica e alumina. Amostras de lodo foram coletadas de água de dois rios amazônicos (Rio Negro e Rio Solimões)	Os resultados foram viáveis para a síntese de geopolímeros em escala de laboratório	Necessários mais estudos para a produção em escala comercial, com padrões de qualidade aceitáveis	Santos <i>et al.</i> (2019)

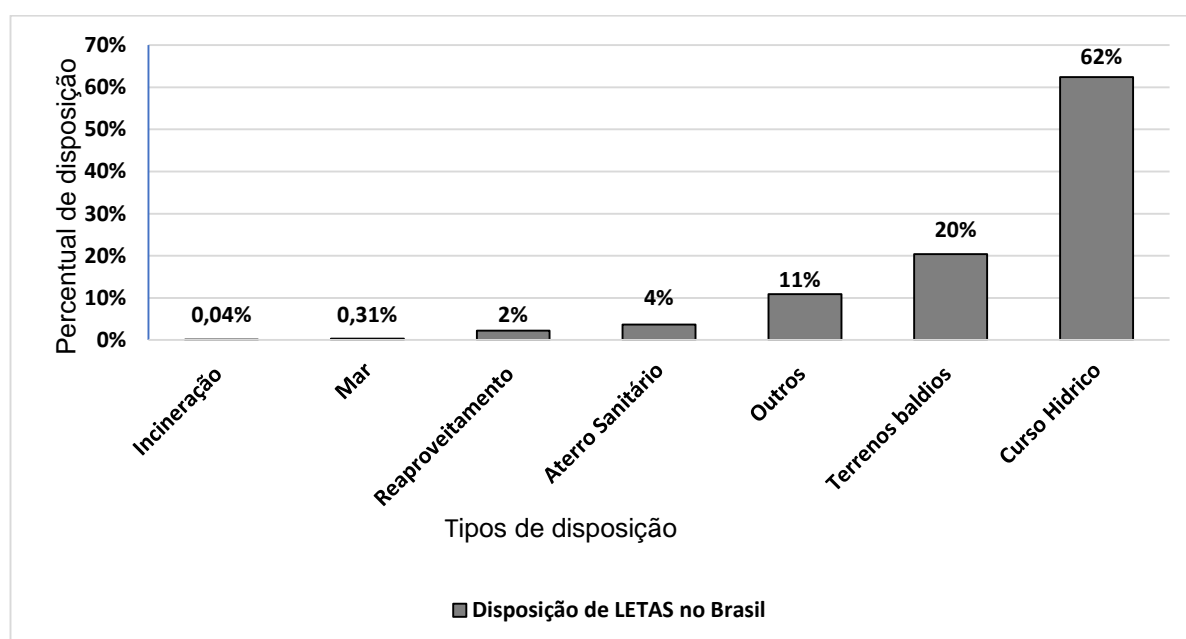
Recuperação de alumínio	Bancada	Sulfato de Alumínio	ETA-Indonésia	Recuperação do alumínio do lodo da ETA com combinação de processos de acidificação e eletrólise. A acidificação visa dissolver o alumínio na lama e posteriormente a eletrólise pode separar o alumínio dissolvido	Eletrólise possui a vantagem de não requerer a adição de substâncias químicas e produzir precipitado com alta pureza de alumínio	A recuperação com baixo teor de alumínio e a presença de metais pesados no lodo devem ser considerados para remoção	Barakwan, Trihadiningrum e Bagastyo (2019)
Reuso de lodo de ETA como auxiliar coagulante	Experimental	Sulfato de alumínio	Austrália	Reutilização de lodo de ETA nas doses entre 0,5 e 3 g/L para a remoção de matéria orgânica durante o processo de coagulação quando as cargas orgânicas excediam os limites de projeto da ETA	Eficiência de remoção de matéria orgânica com o aumento da dose de lodo de ETA em todas as doses de alumínio investigado	Não informado	Khedher <i>et al.</i> (2022)

Fonte: Autoria própria, 2023.

Há diversas alternativas de disposição do lodo de ETA, principalmente com a aplicação na construção civil e materiais cerâmicos, como também destinações para a pavimentação, tratamento em ETE, barreiras impermeabilizantes de aterro sanitário, aplicação na agricultura, biolixiviação, incineração, recuperação de área degradada, e diversas técnicas de desaguamento e recuperação do coagulante. Entretanto, ainda existem desafios sobre a melhor maneira de tratar, dispor ou reutilizar este resíduo, conciliando a viabilidade ambiental e econômica.

Mesmo havendo estudos e algumas aplicações alternativas para o tratamento e destino adequado de lodo de ETA no Brasil, dos seus 5.570 municípios, 2.098 produzem lodo no processo de tratamento da água (IBGE, 2017) e se observa que a maioria das destinações ainda se concentram no lançamento em cursos hídricos, conforme apresentado na Figura 5, onde apenas 2% dos lodos foram reaproveitados, predominando o lançamento em rios, com 62%. Há o indicativo aproximado de que 4% são destinados para aterros sanitários, sendo que para esta destinação o lodo necessita passar por algum processo de desaguamento e ter características adequadas para o envio. Pode-se verificar que 82%, quando somados aos 62% (curso hídrico) e 20% (terrenos baldios) recebem a destinação inadequada.

Figura 5 - Destinação do lodo de ETA dos municípios brasileiros em percentual.



Fonte: Adaptado IBGE, 2017.

Em um comparativo entre as regiões brasileiras, a região Sudeste se destaca em número de municípios que geram lodos, com 896, destes 703 lançam os lodos em rios (Tabela 4) (IBGE, 2017). Tal condição pode ser devido ao adensamento

populacional nesta região, devido haver maior demanda por água tratada, e conseqüentemente, maior será a geração de lodo de ETA e dificuldade para o tratamento e viabilidade para a destinação final ambientalmente adequada.

Tabela 4 - Regiões brasileiras e o lançamento de lodo de ETAs em rios.

Região	Municípios com geração de Lodo de ETA	Municípios que lançam em Rios
Norte	84	46
Nordeste	537	231
Sudeste	896	703
Sul	442	330
Centro-Oeste	139	105

Fonte: adaptado IBGE, 2017.

Segundo Achon, Barroso e Cordeiro (2013), há uma carência muito grande nas informações confiáveis sobre os lodos de ETAs, pois na maioria das ETAs, sequer há a quantificação do lodo descartado e muitas companhias não prestam informações sobre o tratamento e destinação final, o que dificulta a avaliação dos impactos ambientais devido as disposições inadequadas em todas as regiões brasileiras.

2.6 Processos Oxidativos Avançados

Os Processos Oxidativos Avançados – POAs, têm recebido grande destaque para o tratamento de solos, águas, efluentes e resíduos (MORESCO *et al.*, 2021). Nogueira *et al.* (2007) relatam que os POAs têm despertado interesse em pesquisas e o processo é baseado na formação de radicais hidroxilas - OH^{*} que são altamente oxidantes e capazes de reduzir uma ampla variedade de compostos orgânicos, transformando-os em CO₂, H₂O e íons inorgânicos (KOLTHOFF, 1920).

Bottrel (2012) descreve que os POAs são baseados em processos de tratamento físico-químico que realizam alterações na estrutura química dos poluentes, atuando de forma não seletiva e degradando inúmeros compostos tóxicos, recalcitrantes e microrganismos. Os POAs degradam poluentes recalcitrantes levando à mudança da estrutura química dos compostos, os tornando inertes (ÁLVAREZ *et al.*, 2020).

Os POAs são divididos em dois grupos, se diferenciando por reações homogêneas (sem catalisadores sólidos) e reações heterogêneas (com catalisadores sólidos) esses processos estão apresentados na Tabela 5, ilustrando também os processos que ocorrem com a presença de luz UV (fotoquímicos) e sem presença de luz (não fotoquímicos).

Tabela 5 – Tipos de POAs.

Grupo	Fotoquímicos	Não fotoquímicos
Homogêneo	O ₃ /H ₂ O ₂ /UV	-
	O ₃ /UV	O ₃ /H ₂ O ₂
	H ₂ O ₂ /UV	
	Foto-fenton (Fe(II)/H ₂ O ₂ /UV)	Fenton (Fe(II)/H ₂ O ₂)
Heterogêneo	Fotocatálise heterogênea (TiO ₂ /O ₂ /UV)	Catalisador/ H ₂ O ₂
	Catalisador/H ₂ O ₂ /UV	Catalisador/O ₃

Fonte: Adaptado Moravia (2010).

A Tabela 6 apresenta o potencial de oxidação de vários oxidantes em água, destacando atenção especial para o radical hidroxila – OH[•], que vem sendo alvo de pesquisas utilizando POA.

Tabela 6 – Potencial de oxirredução de vários oxidantes.

Oxidante	Potencial (eV)
Flúor (F ₂)	+2,87
Radical Hidroxila (HO [•])	+2,80
Ozônio (O ₃)	+2,07
Peróxido de Hidrogênio (H ₂ O ₂)	+1,78
Radical Hidroperoxila (HO ₂ [•])	+1,70
Dióxido de Cloro (ClO ₂)	+1,57
Cloro (Cl ₂)	+1,36

Oxigênio (O ₂)	+1,23
----------------------------	-------

Fonte: Adaptado Moravia (2010).

O radical hidroxila é gerado pelos POAs e tem elevada capacidade de redução devido seu potencial oxidante (2,80 eV), atua de maneira não seletiva e degrada vários poluentes, em pequena escala de tempo e independente da presença de outros compostos (HE *et al.*, 2020a). Ainda, a aplicação de POA pode ser considerada um processo limpo, inerte e inofensivo, e que pode eliminar o contaminante totalmente. Não apenas muda de fase, o que não acontece em alguns processos de tratamento convencionais, que apenas transferem o poluente de fase (ÁLVAREZ *et al.*, 2020; BOTTREL, 2012).

Dentre diversos POAs há a reação de Fenton, que tem sido interessante principalmente por seu baixo custo, facilidade na operação e eficiência de degradação de compostos recalcitrantes e oxidação de compostos de difícil tratabilidade (HE *et al.*, 2020a; NOGUEIRA *et al.*, 2007).

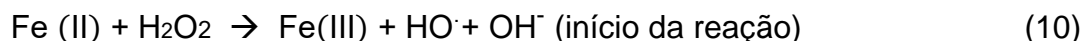
No POA com a reação de Fenton é utilizado o peróxido de hidrogênio - H₂O₂, que é considerado um dos mais fortes agentes oxidantes e que promove a degradação de poluentes sob pressão e temperatura ambientes (ÁLVAREZ *et al.*, 2020; CHAKMA; DAS; MOHOLKAR, 2015).

A seguir, serão apresentados mais detalhes do POA com a reação de Fenton, na qual a aplicação foi o intuito desta pesquisa.

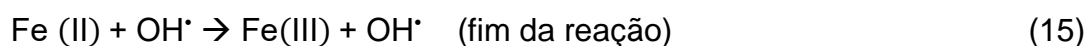
2.6.1 Processo Oxidativo Avançado com a Reação de Fenton

A reação de Fenton ou processo Fenton, foi descoberta a mais de um século por Fenton e posteriormente foi verificado que o radical hidroxila - OH[•] é um oxidante com capacidade de degradar compostos orgânicos em uma reação espontânea (FENTON, 1894).

Na reação há a mistura de ferro e peróxido de hidrogênio em meio aquoso e ácido onde ocorre a geração de radicais hidroxila - OH[•] que é a etapa fundamental na reação de Fenton, descrita pela Equação 10. Os íons Fe(II) e Fe(III) representam o estado de oxidação presentes em solução da reação de Fenton (PIGNATELLO; OLIVEROS; MACKAY, 2006).



Nogueira *et al.* (2007) apresentam que íons férricos formados podem decompor H_2O_2 em H_2O em função do ajuste de pH (Equações 11 a 16) e formam íons ferrosos e radicais.



As equações mostram a reação do ferro como catalisador do processo e enquanto houver o oxidante H_2O_2 a reação acontecerá, a não ser que reações adicionais proporcionem a formação de hidróxidos e óxidos de ferro (BOTTREL, 2012).

Após o fim da reação, a Equação 16 representa o sequestro de OH^\bullet por parte do H_2O_2 e geralmente em concentrações excessivas que causa efeito inibitório na degradação dos poluentes e também pode ocasionar auto decomposição do reagente. Quando ocorre o excesso de H_2O_2 ocorre o efeito negativo, devido o H_2O_2 reagir o OH^\bullet , reduzindo a eficiência global do processo (MORESCO *et al.*, 2021).

A implementação em escala piloto e real de processos à base de Fenton tem sido utilizada como alternativa de tratamento terciário para redução de micropoluentes e patógenos (BOER *et al.*, 2022).

A Tabela 7 apresenta as vantagens e desvantagens de tratamento utilizando Fenton.

Tabela 7 – Vantagens e desvantagens do processo Fenton.

Vantagens	Desvantagens
Facilidade no transporte de reagentes	Necessário trabalhar em pH ácido, normalmente em torno de 3

Potencial para transformar compostos recalcitrantes em compostos biodegradáveis	Podem formar subprodutos indesejáveis
Oxidação completa de alguns poluentes, não apenas mudando de fase	Geração de lodo
Integração a outros processos de tratamento	Necessário adição de íons de ferro e sua posterior remoção
Menor custos em relação a outros POAs	Processo interrompido após a oxidação do Fe(II)
Não necessita de irradiação	Aumento da salinidade do efluente final
Menor consumo de energia	Em alguns casos, é necessário grande tempo de reação

Fonte: Adaptado Moravia (2010) e Silva *et al.* (2021).

Silva *et al.* (2021) pesquisaram a reação de Fenton utilizando lodo de ETA que contém ferro, adicionando peróxido de hidrogênio para promover a reação de Fenton. Na pesquisa foi adicionado azul de metileno (AM) no meio e verificado a eficiência de remoção de matéria orgânica e cor, em escala laboratorial. Em uma concentração de 1500 mg/L do AM, foram alcançadas reduções de DQO de 85,4%, quando aplicadas dosagens de 20,7 mg/L e 1,75 mg/L de lodo de tratamento de água que contém ferro e H₂O₂, respectivamente, em um tempo de reação de 30 minutos.

Reações de Fenton homogêneo e heterogêneo podem ocorrer de maneira combinada (MORESCO *et al.*,2021). Nos experimentos realizados por Moresco *et al.*(2021) foi investigada a reação de Fenton utilizando como catalisador um resíduo siderúrgico com elevadas concentrações de ferro para a degradação do 2,4-dinitrofenol e os ensaios sugeriram que os mecanismos reacionais pelos quais ocorreram a degradação e a reação de Fenton foram tanto pela superfície das partículas do resíduo de ferro quanto pelo ferro lixiviado.

2.6.2 Fenton Homogêneo

Nas reações homogêneas não há presença de catalisadores sólidos e as reações químicas ocorrem em apenas uma única fase (MORESCO *et al.*, 2021). O Fe(II) apresenta-se dissolvido no meio reacional, o pH deve ser ácido, em torno de 3 para evitar que os íons de ferro se precipitem na forma de hidróxidos. Para iniciar a reação é necessária a acidificação, geralmente utilizando o ácido sulfúrico e após o tratamento, realiza-se a neutralização da reação, resultando na precipitação de hidróxidos de ferro e conseqüentemente na formação de lodo (BOTTREL, 2012).

Desta forma, no Fenton homogêneo, o controle do pH é considerado a maior limitação do processo, o que demanda também maiores custos (DEWIL *et al.*, 2017; SANTANA, 2020).

Santana (2020) realizou um estudo comparativo da eficiência de POA com reações Fenton em fase homogênea utilizando o catalisador sulfato ferroso - FeSO₄ e heterogênea utilizando o mineral pirita como catalisador, no tratamento de corantes têxteis. Além dos testes com os sistemas homogêneo e heterogêneo, foram realizados ensaios sob radiação UV, promovendo a reação Foto – Fenton, constatando que a descoloração da solução de corantes foi afetada pelas condições do meio reacional. No entanto, em solução aquosa, não houve diferença significativa entre os processos foto-Fenton empregando os diferentes catalisadores, demonstrando assim ser possível utilizar as duas fontes de ferro em sua forma dissolvida ou sólida, sem alterações nos resultados.

2.6.3 Fenton Heterogêneo

A reação de Fenton heterogêneo utiliza o H₂O₂ com catalisadores sólidos que possuem ferro em diferentes estados de oxidação. Os íons ferrosos presentes nos minerais goethita, ferridrita, magnetita e hematita são catalisadores heterogêneos que podem ser utilizados na oxidação de diversos compostos orgânicos e têm sido usados em substituição ao Fe (II) solúvel (AMORIM, 2007; MORESCO *et al.*, 2021; OLIVEIRA; FABRIS; PEREIRA, 2013)

A utilização destes óxidos metálicos objetiva a possibilidade do emprego de um material de baixo custo, reações com o pH próximo a 7, materiais que possam ser reciclados e a diminuição da geração de lodo em comparação com processos homogêneos (CONDE *et al.*, 2023). Ainda, visando maximizar o potencial catalítico do

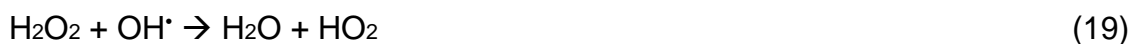
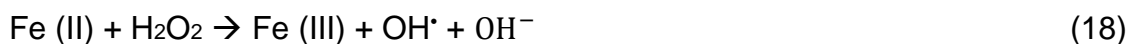
processo Fenton heterogêneo, o uso de catalizadores ou nanocatalisadores incluem diferentes configurações como acoplamento de fotocatalise ou eletroquímica nas reações de fenton heterogêneo (CONDE *et al.*, 2023).

Conde *et al.* (2023) relatam sobre a sustentabilidade das reações de Fenton heterogêneo, visto que os catalisadores sólidos a base de ferro podem ser precursores de diferentes formas de ferro e são capazes de degradarem poluentes persistentes e micropoluentes. No entanto, pode haver desvantagens cinéticas na reação, já que a maioria dos óxidos de ferro apresenta o ferro no estado de oxidação 3+. E o ferro no estado de oxidação 2+ é o que catalisa com maior eficiência a decomposição do peróxido de hidrogênio (OLIVEIRA; FABRIS; PEREIRA, 2013; XAVIER *et al.*, 2015).

2.6.4 Fenton Modificado ou Fenton Like

A busca para viabilizar tratamentos economicamente viáveis levou ao desenvolvimento de processos identificados como “Fenton Modificados” ou “Fenton Like”, que apresentam o catalisador metálico, normalmente utilizados catalisadores a base de ferro, ligado a um agente quelante (catalisador homogêneo) ou a um suporte sólido (catalisador heterogêneo) agindo em condições controladas de pH (NUNES; DANTAS; FAGNANI, 2021).

O Fenton Like ocorre com íons de Fe (III) e peróxido de hidrogênio, para também produzir radicais hidroxilas – OH[•]. As equações 17 a 21 demonstram as reações que apresentam que o íon Fe (III) reduzido a Fe (II) (AMORIM, 2007):



O radical hidroperoxila - HO₂ que é gerado nas reações 17 e 19 se apresenta como um bom agente redutor e pode oxidar poluentes em certas condições. Devido à geração do radical OH[•] depender da conversão dos íons ferrosos – Fe(III) em íons

férricos – Fe (II) o processo pode ser mais lento quando comparado ao Fenton convencional (SILVA *et al.*, 2021). Por este motivo, a busca por melhores condições é ainda pesquisada.

Xu *et al.* (2016) adotaram o processo Fenton Like para desidratar um lodo de ETA combinado com a tecnologia de eletro-osmose e a desidratação do lodo demonstrou ser eficiente. Os parâmetros operacionais foram com a dosagem de Fe (III) de 54 mg/g de lodo, dosagem de H₂O₂ de 87 mg/g e pH de 6. Como resultado, obtiveram a redução do teor de umidade final do lodo desidratado em 63%.

2.6.5 Fatores que interferem no Processo Fenton

Para que o processo Fenton tenha sucesso e a reação ocorra com a máxima eficiência é fundamental a otimização dos fatores que compõem a reação (MORESCO *et al.*, 2021). Deve-se considerar a otimização dos parâmetros: dosagem e concentração de reagentes, sendo importante estabelecer uma relação entre a dosagem de reagente e o catalisador, tipo de catalisador, tempo de reação, o pH e temperatura (KOLTHOFF, 1920). Na tabela 8 seguem os descritivos dos principais fatores que afetam a reação de Fenton.

Tabela 8 – Fatores que interferem a reação de Fenton.

Fatores	Recomendação	Efeitos	Referência
pH	Condições ácidas, próximo a 3	Valores próximos a neutralidade reduzem a eficiência, há precipitação de hidróxidos de ferro e formação de lodo	Arnold, Hickey e Harris (1995); Chakma, Das e Moholkar (2015); Yu et al. (2016); Moresco et al. (2021)

Temperatura	Temperatura ambiente	Temperaturas > 50°C prejudicam na eficiência do processo inibindo a geração de OH [*]	Moravia (2010); Posser (2016)
Tempo de reação	Variação de acordo com a matriz a ser tratada	Relacionado com as demais variáveis do processo, como pH e quantidade de oxidantes e catalisadores	Moravia (2010); Posser (2016) Moresco <i>et al.</i> (2021)
Concentração de Peróxido de Hidrogênio	Variação de acordo com a matriz a ser tratada	Elevada concentração de H ₂ O ₂ compromete a eficiência do processo e aumenta o custo da reação	Mattos <i>et al.</i> (2003); PAZ <i>et al.</i> (2017); Cabrera <i>et al.</i> (2019); Moresco <i>et al.</i> (2021)
Concentração e Tipo de catalisador	Variação de acordo com a matriz a ser tratada e a diretamente relacionada com a dosagem de H ₂ O ₂	O excesso de Ferro resulta em aumento do lodo	Mattos <i>et al.</i> (2003); PAZ <i>et al.</i> (2017); Cabrera-Reina <i>et al.</i> (2019); Moresco <i>et al.</i> (2021)
Relação Fe/H ₂ O ₂	1:1 a 1:25	O excesso ou a falta de H ₂ O ₂ ou Ferro na reação prejudica a produção de radicais OH [*] e reduz	Rocha, Licodiedoff e Riella (2016); Cabrera-Reina <i>et al.</i> (2019)

eficiência do tratamento	Moresco <i>et al.</i> (2021)
-----------------------------	---------------------------------

Fonte: Autoria própria, 2023.

É consensual para diversos autores, que principalmente as faixas de pH, as concentrações de peróxido de hidrogênio e de ferro influenciam na qualidade da reação e serão apresentados com maiores detalhes nos tópicos seguintes.

2.6.6 pH e Temperatura

Os valores de pH são uma das grandes limitações do processo. Estudos publicados sugerem que faixas mais ácidas, próximo a 3, e temperatura ambiente (entre 20 e 40°C), sejam o ideal para a reação Fenton (CHAKMA; DAS; MOHOLKAR, 2015; MORAVIA, 2010; MORESCO *et al.*, 2021; YU *et al.*, 2016).

Para que as espécies de ferro atuem como catalisador e promovam a decomposição do H₂O₂, e haja a geração dos radicais hidroxilas, é necessário que sais de ferro estejam em sua forma solúvel e para que isso ocorra, a acidificação é fundamental.

Uma das desvantagens do controle rígido do pH é a necessidade de acidificação, e a neutralização posterior ao tratamento com Fenton (CONDE *et al.*, 2023). A cal é normalmente utilizada como neutralizador para o ajuste de pH e essa adição ou qualquer outra solução para neutralizar pode aumentar o custo do processo e ocorre a precipitação de hidróxidos de ferro com a formação de lodo (YU *et al.*, 2016).

As diferentes faixas de pH nas reações de Fenton precisam estar associadas aos requisitos químicos de cada experimento considerando os aspectos ambientais e econômicos (CONDE *et al.*, 2023).

2.6.7 Tempo de reação

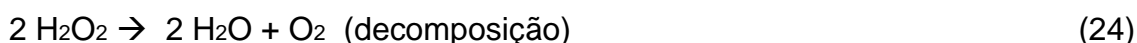
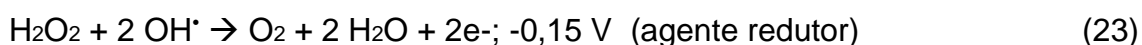
O tempo de reação para o processo Fenton poderá variar de acordo com a matriz a ser tratada, como também fatores relacionados a pH e dosagem de reagentes e o término da oxidação depende diretamente da relação entre H₂O₂ e catalisador (POSSER, 2016).

Conde *et al.* (2023) apresentam que para a degradação da carbamazepina em diferentes configurações das reações de Fenton, levando em consideração o percentual de remoção em 75% versus o tempo de reação, obteve a remoção de Fenton pH3 com 70 minutos, foto-Fenton pH neutro em 350 minutos, eletro-Fenton em pH 3 com 40 minutos e eletro-Fenton pH neutro com 60 minutos.

2.6.8 Concentração de Peróxido de Hidrogênio

O peróxido de hidrogênio – H₂O₂ é um dos oxidantes com ampla aplicação, podendo ser um dos reagentes mais empregados em diversas condições e quando convertido em radical hidroxila sua reatividade se destaca, perdendo apenas para o flúor (MATTOS *et al.*, 2003; PAZ *et al.*, 2017).

Mattos *et al.* (2003) apresentam que o H₂O₂ pode atuar como agente oxidante (Equação 22) ou como agente redutor (Equação 23) em diferentes situações e uma das principais vantagens é que sua reação de decomposição (Equação 24) ao se transformar em H₂O e O₂. Além disso, possui massa molar de 34 g/mol e se apresenta como um líquido incolor e pode ser diluído em água em qualquer proporção.



Para que a reação de Fenton ocorra em melhor condição e haja eficácia na degradação de poluentes, a determinação da concentração de H₂O₂ é fundamental para que se obtenha melhor eficiência no tratamento que irá variar também com o tipo de matriz a ser tratada. Durante o tempo em que existir H₂O₂ no sistema, as espécies de ferro farão ciclos contínuos entre Fe (II) e Fe (III), a não ser que reações suplementares derivem no desenvolvimento de óxidos e hidróxidos insolúveis de ferro (MORESCO *et al.*, 2021).

A elevada concentração de H₂O₂ compromete a eficiência do processo, pois em excesso, o reagente atua como sequestrador dos radicais OH* que possuem potencial de redução maior e gera o radical hidroperoxila – HO₂ perdendo a eficiência do processo (MORESCO *et al.*, 2021; PAZ *et al.*, 2017; SARMENTO, 2013).

Por outro lado, estudos apresentam que o aumento da concentração de H_2O_2 aumenta a eficiência de remoção de poluentes, no entanto os resultados alcançados não compensam a utilização de altas concentrações do reagente devido aos custos (CABRERA-REINA *et al.*, 2019).

2.6.9 Concentração e Tipo de Catalisador

As concentrações dos catalisadores a base de sais de ferro – Fe (II) íon ferroso e o Fe (III) íon férrico são importantes para a cinética da reação de Fenton. Segundo Oliveira; Fabris e Pereira (2013) com a mínima dosagem de sais de ferro, entre 3 e 15 mg/L, é possível que a reação ocorra independentemente da concentração dos poluentes presentes no meio reacional.

Moravia (2010) descreve que para a maioria das aplicações da reação Fenton, não há limitações sobre qual íons de ferro utilizar (Fe II e Fe III), no entanto, se a dosagem de H_2O_2 for menor que 10 a 25 mg/L de solução, algumas pesquisas sugerem preferência para a utilização de Fe (II).

Na pesquisa de Sarmento (2013) sobre o uso do processo Fenton Like para a degradação de compostos orgânicos foi verificado que a substituição do Fe (II) pelo Fe (III) como catalisador da reação, proporcionou menor eficiência na oxidação dos poluentes.

As reações de Fenton heterogêneo têm buscado catalisadores com melhor desempenho, facilidade de separação, recuperação e menor geração de lodo (DHIMAN *et al.*, 2019),, incluindo o uso de resíduos de processos siderúrgicos (MORESCO *et al.*, 2021).

Ainda, sobre o aumento da concentração de sais de ferro no sistema há o aumento da velocidade da reação, no entanto o ferro em excesso pode prejudicar o meio reacional, sequestrar os radicais formados e gerar lodo em excesso (DHIMAN *et al.*, 2019).

2.6.10 Relação Fe: H_2O_2

A dosagem de Fe: H_2O_2 é muito importante para a otimização do processo Fenton. O excesso ou a falta de H_2O_2 ou de ferro na reação poderá prejudicar a

produção de radicais hidroxilas, ter efeitos negativos e reduzir a eficiência do tratamento (GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ *et al.*, 2021).

Rocha, Licodiedoff e Riella (2016) conduziram um estudo experimental para o tratamento de efluentes têxteis e chegaram à conclusão que a relação ótima entre Fe:H₂O₂ é de 1:5. Pérez *et al.* (2002) pesquisaram a relação Fe:H₂O₂ e concluíram que para altas relações Fe:H₂O₂ de 1:10 e 1:20 foi necessário um tempo maior para alcançar melhores resultados, já para relações mais baixas de Fe:H₂O₂ na faixa de 1:5 e 2:5 foram obtidos os mesmos resultados em menor tempo de reação.

De acordo com González-Rodríguez *et al.* (2021), Sarmiento (2013) e Posser (2016) a relação Fe:H₂O₂ para a reação de Fenton geralmente ocorre na faixa de 1:1 a 1:25.

No entanto, de acordo com esses autores, é importante que a definição da dosagem esteja relacionada com o tipo de matriz a ser tratada e grandes quantidades de ferro resultam em uma necessidade adicional para a sua remoção posterior e há maior geração de lodo. E maiores concentrações de H₂O₂ poderão ocasionar custos extras ao processo. Ainda, estes autores apresentam que o processo Fenton pode ter diferentes reações no tratamento de efluentes que dependerão da relação Fe:H₂O₂. Desta forma, quando a quantidade de Ferro for maior que a de H₂O₂, o tratamento tende a apresentar um efeito de coagulação química. Já quando a quantidade de peróxido for maior, o tratamento apresenta reações de oxidação química.

2.6.11 Resíduos que Contém Ferro Utilizados como Catalisadores na Reação de Fenton

Várias atividades e processos industriais, como metalurgia, siderurgia, mineração, estações de tratamento de água, dentre outras, geram resíduos que possuem teores de ferro em sua composição. Além do mais, o ferro é um dos elementos com maior abundância na Terra, equivalente a 35% da massa total, estando presente em quase todos os tipos de rochas e solos (OLIVEIRA; FABRIS; PEREIRA, 2013).

Óxidos de ferro possuem uma notável diversidade, estão presentes em diversas aplicações e se encontram também nos resíduos gerados em diferentes atividades (FÉLIX; SOUZA; CASTRO, 2019). Segundo Oliveira, Fabris e Pereira (2013) possuem uma química muito peculiar devido às suas propriedades

morfológicas, elétricas, magnéticas e físico-químicas, que os tornam atrativos do ponto de vista científico e tecnológico.

Concentrações de ferro encontradas em resíduos sólidos podem ser uma boa fonte para aplicação em processos envolvendo a reação de Fenton, adsorção e catálise, na qual tem atraído interesse em pesquisas científicas, devido às propriedades redox e texturais do ferro (MORESCO *et al.*, 2021). O uso do rejeito de mineração de ferro, por exemplo, se mostrou uma potencial alternativa na aplicação do processo foto-Fenton heterogêneo (FÉLIX; SOUZA; CASTRO, 2019), conseguindo degradação acima de 90% de fármacos (DURÁN, 2016)

Costa *et al.* (2019) utilizam em sua pesquisa resíduos da laminação de aço para a promoção de reações de Fenton heterogêneas (espécies de ferro na superfície do catalisador) e homogêneas (ferro lixiviado da superfície do material) e obtiveram como melhores resultados a dosagem de 0,5 e 0,7 mM de H₂O₂, respectivamente para a solução corante RR 120 e efluente têxtil.

Nos experimentos realizados por Moresco *et al.* (2021) com a utilização de resíduo siderúrgico em condições otimizadas (20 g de resíduo siderúrgico, 0,5 mL de H₂O₂ em pH 3), obteve-se elevada eficiência na degradação do composto modelo (2,4-dinitrofenol), seus intermediários reacionais e reduzido também a toxicidade aguda medida na forma de inibição de crescimento de *E. coli*.

Uma pesquisa realizada no banco de dados do periódicos da Capes utilizando as palavras-chave “waste of iron and Fenton” indicou que foram publicados cerca de 4.363 artigos em periódicos internacionais nos últimos 10 anos (2013 – 2023), o que denota o grande interesse por pesquisas envolvendo a utilização de resíduos como catalisadores devido à presença de óxidos de ferro necessárias nas reações de Fenton, possibilitando agregação de valor aos resíduos e redução do custo do processo de tratamento.

A Tabela 9 reporta alguns resíduos utilizados como catalisadores na reação de Fenton e apresenta as matrizes que foram tratadas.

Tabela 9 – Resíduos que contém ferro e são utilizados como catalisadores na reação de Fenton.

Matriz	Catalisador/Constituinte	Condições	Referência
Efluente com a presença de 2,4-dinitrofenol	Resíduos siderúrgico com a presença de hematita e magnetita	Reações heterogêneas e homogêneas ocorreram de forma conjugada. Houve fácil separação sólido-líquido devido à alta densidade do resíduo. Utilizou 20 g de resíduo siderúrgico, 0,5 mL de H ₂ O ₂ em pH 3), para a degradação do composto modelo (2,4-dinitrofenol) inibição de crescimento de <i>E. coli</i> .	Moresco <i>et al.</i> (2021)
Efluente Têxtil para a descoloração do corante Reactive Red 195 e Yelow 145	Pó do desempoeiramento de alto forno com altos teores de ferro e carbono	A utilização do resíduo, em pH ácido, no processo de Fenton modificado foi capaz de remover 100% da cor e 40% do COT e redução da aromaticidade	Amorim (2010)
Efluente de biodiesel	Resíduo do peneiramento de Minério de Ferro Total = 58%	Redução da DQO superior a 90% em 10 minutos de reação. Utilizado 250 mg/L de H ₂ O ₂ e 2 g/L do pó de minério de ferro	Félix, Souza e Castro (2019)
Degradação do Azul de Metileno	Lodo de ETA com Ferro Total 1,75 mg/L	Uso de lodo de estação de tratamento de água que contém ferro para a promoção da reação de Fenton na remoção de da cor azul de metileno na concentração de 1.500 mg/L	Silva (2020)
Degradação do Mercaptobenzotiazol (MBT) amplamente	Resíduo siderúrgico da deslamagem. Para aumentar o teor de ferro,	Não apresentou taxas elevadas de adsorção para esta utilização, exige grandes quantidades de resíduo (> 50 g/L) e elevados tempos de contato (41 horas); adsorção do MBT	Martins (2017)

utilizado na indústria de borracha	o resíduo passou por peneiramento e as melhores granulometrias foram de 77 mm a < 44 mm.	no resíduo de minério de ferro da etapa de deslamagem (peneirado) foi favorecida para valores de pH igual a 3 e para concentração maior ou igual a 20 g/L.	
Degradação de micropoluentes da indústria farmacêutica Poluentes alvo: sulfatiazol (STZ) e sulfametazina (SMZ)	Rejeito de mineração de ferro	A degradação foi em pH 2,5 com 1 mmol/L de H ₂ O ₂ , dose de rejeito de 0,3 g/L (rejeito bruto). Os resultados foram de 50% e acima de 80% para a reação Fenton e foto-Fenton respectivamente.	Durán (2016)

Fonte: A autoria própria, 2023.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho foi realizado em quatro etapas, a primeira consistiu na caracterização e quantificação do lodo de uma estação de tratamento de água que utiliza sais de ferro como coagulante. Na segunda etapa ocorreram testes exploratórios em escala de bancada com adição de peróxido de hidrogênio no lodo da ETA para promover a reação de Fenton e verificar sua tratabilidade. Não foi adicionado ferro na reação de Fenton, ou seja, a reação foi promovida com o ferro contido na própria amostra do lodo da ETA. Na terceira etapa, com base nos resultados obtidos na etapa exploratória, foram realizados novos testes para confirmar os resultados da reação de Fenton no tratamento do lodo da ETA para a remoção de matéria orgânica e inativação de organismos patogênicos. Por último, foram realizadas análises do sobrenadante e do lodo residual sedimentado, com a finalidade de conhecer suas características após o tratamento para que se possam promover usos mais nobres e evitar o lançamento em cursos hídricos.

3.1 Área de estudo e descrição da ETA

A ETA pesquisada está localizada na Zona da Mata Mineira, é administrada por uma entidade da administração indireta, abastece aproximadamente 195.000 habitantes, o que representa aproximadamente 40% do abastecimento municipal. Produz em média 620 L/s de água potável. A ETA é do tipo convencional composta pelas etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração, cloração e fluoretação.

O abastecimento de água bruta é proveniente de dois mananciais, conhecidos localmente como Represa de Chapéu D'Uvas e Ribeirão Espírito Santo. Chegam por tubulações distintas e são coletadas amostras da água bruta composta dos dois mananciais para análises de Potencial hidrogeniônico - pH, cor e turbidez a cada duas horas. Estas análises se fazem necessárias para determinação da dosagem do coagulante a ser aplicado no tratamento. Foram solicitadas à empresa responsável pela ETA os dados mensais dos anos de 2020 e 2021 para os parâmetros vazão mensal de água bruta, dosagem de coagulante, cor e turbidez.

O coagulante utilizado no tratamento é o Sulfato Férrico Líquido 42%, nome comercial Salfer, e possui denominações sinônimas como Flocculan, Cloro Sulfato

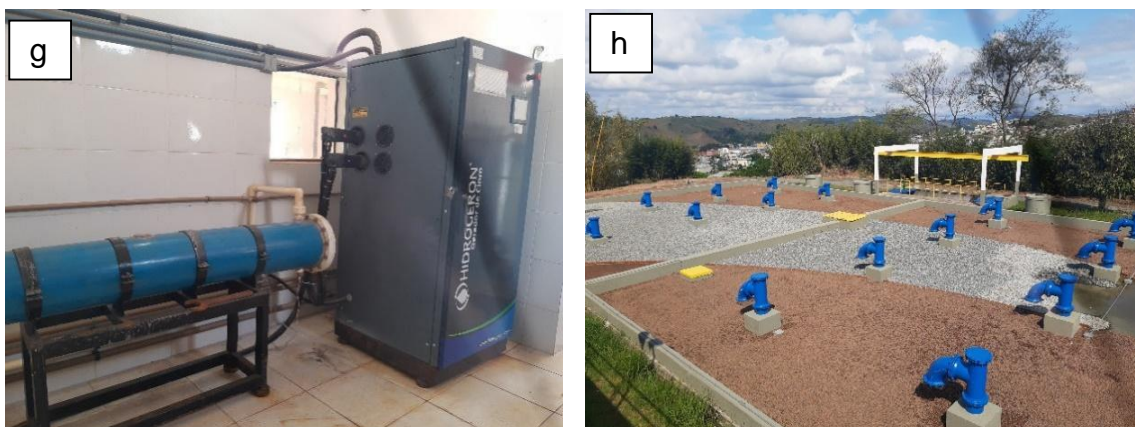
Férrico e Sulfato Férrico. Há também a adição de hidróxido de cálcio em suspensão, que possui a função alcalinizante na reação.

Os produtos químicos são adicionados na chegada da água bruta (Figura 6.a), tem-se uma mistura rápida e um medidor de vazão do tipo calha Parshall (Figura 6.b), onde a água segue para 06 (seis) unidades de flocladores mecânicos para agitação e formação de flocos (Figura 6.c). Na sequência, a água que sai dos flocladores é direcionada para 02 (dois) decantadores do tipo convencional de escoamento horizontal, com dimensões de 12,5 x 33,5 m e 4 m de altura (Figura 6.d). Nesta etapa, há a geração dos lodos decantados que são retirados manualmente a cada dois a três meses (Figura 6.e).

Posteriormente à etapa de decantação, a água segue para 12 (doze) filtros (Figura 6.f), que são responsáveis pela retirada das partículas que ainda ficaram suspensas e são lavados em intervalos de 60 minutos, havendo um rodízio entre todos os 12 compartimentos. Nesta etapa há geração de resíduos da água de lavagem dos filtros. Após a filtração ocorre a desinfecção, com a adição de cloro que é produzido na própria ETA (Figura 6.g), é adicionado também flúor nas etapas finais e toda água produzida fica armazenada (Figura 6.h) para na sequência seguir para a distribuição.

Figura 6 - Etapas de tratamento da ETA a) Adição do coagulante na chegada da água bruta, b) Canal de mistura rápida após a adição de coagulante, c) Floculadores, d) Decantador 1(esq.) e 2(dir.), e) Limpeza manual do decantador, f) Processo de retro lavagem do filtro, g) Produção de Cloro adicionada na etapa de cloração, h) Armazenamento de água tratada para distribuição.





Fonte: Autoria própria, 2022.

A principal fonte de geração de resíduos são os decantadores durante o processo de lavagem. É nítida a visualização em suas paredes laterais, que ficam demarcadas com a altura do lodo depositado durante o período que o decantador ficou em operação; observa-se que a maior quantidade de lodo fica retida na entrada da unidade. A limpeza dos decantadores ocorre em finais de semana alternados, sendo despejados em curso hídrico próximo. Na Figura 7 é mostrada a deposição do lodo acumulado internamente em um dos compartimentos.

Figura 7 - Perfil de lodo observado ao longo do decantador durante a limpeza manual.



Fonte: Autoria própria, 2022.

3.2 Coleta e Caracterização do lodo da ETA

Foram coletadas amostras de lodo nas datas de 20/02/2022, 29/05/2022, 21/08/2022, todas no decantador 1 (esquerda) e 28/08/2022, no decantador 2 (direita). Todas as coletas foram retiradas diretamente no decantador, no momento

em que houve interrupção para a limpeza e o esvaziamento. Uma única amostra foi composta por coletas realizada quando se observava a massa concentrada de lodo depositada mais ao fundo do decantador, em seis pontos distintos do compartimento. No total foram coletados 20 litros de lodo, as amostras dos seis pontos de coleta foram homogeneizadas e acondicionadas em garrafas plásticas de 5 litros e mantidas em refrigeração a 4°C até a sua utilização (Figura 8).

Figura 8 – Amostra de lodo da coleta realizada em 29/05/2022.



Fonte: Autoria própria, 2022.

As análises para a caracterização e realização dos experimentos ocorreram em duplicatas no Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA) do departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF. Os parâmetros analisados foram: Potencial hidrogeniônico - pH, sólidos totais e voláteis - ST e SV, umidade, demanda química de oxigênio – DQO, ferro total, Fe(II), Fe(III) e Fe dissolvido, Coliforme Totais e *Escherichia coli* - *E.coli*. Também foi analisado o parâmetro de carbono orgânico total - COT para determinar o teor de matéria orgânica, realizado no Laboratório de Engenharia Sanitária (LES), da Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ. As respectivas metodologias e equipamentos utilizados para cada parâmetro estão descritas na Tabela 10.

Tabela 10 - Parâmetros, equipamentos e metodologia realizados para a caracterização do lodo de ETA.

Parâmetros	Equipamento (Marca/Modelo)	Método
Sólidos Totais e Voláteis – ST e SV (mg/L)	Cadinhos, estufa, mufla, balança analítica	APHA (2017) - Método 2540C

Ferro total, Fe (II), Fe (III) e Ferro dissolvido total (mg/L)	Espectrofotômetro (HACH/DR 6000) leitura a 510nm	APHA (2017) - Método 3500-Fe B
Demanda Química de Oxigênio - DQO (mg/L)	Espectrofotômetro (HACH/DR 6000) leitura a 600nm	APHA (2017) - Método 5220D / Espectrofotômetro
Potencial hidrogeniônico - pH	pHmêtro (MS Tecnopon mPA210)	APHA (2017) - Método 4500-H+ B
Coliformes Totais (NMP/g ST)	Seladora, Kit Coliler Quanti-Tray/2000 Software INDEXX Water MPN Generator Luz UV	APHA (2017) - Método 9223 A
<i>E. coli</i> (NMP/g ST)	Seladora, Kit Coliler Quanti-Tray/2000 Software INDEXX Water MPN Generator Luz UV	APHA (2017) - Método 9223 A
Umidade (%)	Cadinhos, estufa, mufla, balança analítica	NBR 6457 (ABNT, 2016)
Carbono orgânico total – COT (mg/L)	Shimadzu/ TOC –V CPN e SSM-5000A	APHA (2017) - Método 5310B

A caracterização do lodo visou a obter informações sobre as micro e macro propriedades dos resíduos gerados na ETA. Nas etapas posteriores da pesquisa, buscou-se quantificar o lodo gerado e a avaliação da eficiência do tratamento através de POA com a adição de H₂O₂, promovendo condições ideais para que a reação de Fenton ocorra e haja o tratamento do lodo.

3.3 Quantificação do lodo gerado

Os dados necessários para a quantificação do lodo foram fornecidos pela Companhia que opera a ETA, a qual monitora a qualidade da água bruta que chega, a cada duas horas, durante 24 horas por dia, por meio de análises dos parâmetros de turbidez, cor e pH. Estes dados foram alocados em planilhas e foi utilizada a média mensal do período de janeiro de 2020 a dezembro de 2021, totalizando 24 meses de monitoramento para a estimativa da produção de lodo.

Com as informações de cor, turbidez, vazão mensal de entrada da água bruta e a dosagem de coagulante, foram realizados os cálculos para quantificação

da geração do lodo por meio de três equações empíricas apresentadas na literatura, indicadas na Tabela 11.

Também foi realizada a quantificação pelo balanço de massa, através do modelo matemático elaborado por Pereira, Gomes e Pereira (2012) que com uma análise de regressão linear múltipla, obteve uma equação para a estimativa da produção diária de lodo da mesma ETA pesquisada no ano de 2010. Na época da elaboração da pesquisa sobre a quantificação de lodo por balanço de massa apresentado por Pereira, Gomes e Pereira (2012), a ETA captava água apenas de um manancial (ribeirão Espírito Santo). Segundo informações obtidas pela companhia, tal mudança do manancial de captação ocorreu no ano de 2014 e desde então a ETA recebe água de dois mananciais distintos, represa de Chapéu D'Uvas e ribeirão Espírito Santo. Apesar da mudança do manancial de abastecimento, os procedimentos do tratamento da água não foram alterados, sendo utilizado o mesmo coagulante à base de ferro e as mesmas concentrações médias de hidróxido de cálcio, o que permite aplicar o modelo matemático para quantificar a geração de lodo de forma simples, devido ao fato de a ETA monitorar diariamente os parâmetros de entrada para serem aplicados na equação.

Na Tabela 11 estão dispostas as fórmulas utilizadas e para fins de comparação dos resultados sobre a quantificação de lodo, os resultados serão apresentados em toneladas por mês de produção de sólidos.

Tabela 11 – Equações para quantificação em toneladas por mês de produção de lodo gerado em ETA.

Referência	Equação
Cornwell (1987)	$P = (1,5 \times T + 0,44 \times D+A) / 1000$
Kawamura (1991) apud Reali (1999)	$P = (1,5 \times T + k \times D) / 1000$
Ritcher (2001)	$P = (0,2 \times C + k_1 \times T + k_2 \times D) / 1000$
Pereira, Gomes e Pereira (2012)	$PSS = 0,28 \times Dc + 37,99 \times T + 227,24$

Onde:

P = Produção de sólidos secos em kg/m³;

T = Turbidez da água bruta (uT);

D = Dosagem de do coagulante (mg/L);

A = Dosagem de produtos químicos adicionados, tais como polímeros, carvão ativado (mg/L);

K = 0,54 quando utilizado o sulfato férrico;

C = Cor da água bruta em uH;

K1 = 1,3 (coeficiente de precipitação);

K2 = 0,54 para sulfato férrico;

PSS = Produção diária de sólidos em kg/dia;

Dc = Dosagem média de coagulante em um dia apresentado em mL/min.

3.4 Metodologia da reação de Fenton

3.4.1 Etapa Exploratória

Nesta etapa foram realizados estudos exploratórios para promover a reação de Fenton no lodo da ETA da coleta realizada em 29/05/2022 com o objetivo de remover a matéria orgânica. Não foram adicionados sais de ferro, pois há elevada concentração deste metal no lodo, podendo haver a reutilização do catalisador, bem como a redução do custo do processo Fenton.

Para a obtenção da dose de H₂O₂ a ser adicionada, utilizou-se o teor de ferro total presente no lodo da ETA.

As relações adequadas de Fe:H₂O₂ são fundamentais para a eficiência do processo e otimização de custos. As proporções Fe:H₂O₂ seguiram as relações aproximadas da pesquisa experimental de Silva *et al.* (2021) devido se tratar do lodo da mesma ETA analisados no ano de 2020. Foram utilizadas as relações 1:1, 1:3 e 1:5, estando dentro das faixas reportados na literatura, obtendo três tratamentos experimentais com a adição de H₂O₂ a 30% em diferentes quantidades (25, 70 e 115 mL) em um litro de lodo.

Para se obter o volume em mL de H₂O₂ para as proporções desejadas (1:1, 1:3 e 1:5), primeiramente calculou-se a massa molar do lodo, a partir da divisão entre o ferro total (g) do lodo com a massa molar do ferro (56g/mol). De posse deste resultado, e com a molaridade do H₂O₂ (34g/mol), obtém-se a massa em gramas de H₂O₂. Utilizando o H₂O₂ à 30% para cada 100mL de solução e com a massa de H₂O₂ obtida, resulta-se no volume de oxidante a ser adicionado para o tratamento para cada um litro de lodo.

Os cálculos para a obtenção do volume de H₂O₂, dado em mL, seguem demonstrados nas equações 25, 26, 27:

$$MM_{\text{LODO}} = \frac{\text{Fe Total lodo}}{MM_{\text{Fe total}}} \quad (25)$$

$$H_2O_2 = MM_{H_2O_2} \times MM_{\text{LODO}} \quad (26)$$

$$\text{VOLUME}_{H_2O_2} = \frac{H_2O_2 \times \text{Volume da amostra}}{\text{Concentração}_{H_2O_2}} \quad (27)$$

Onde:

MM_{LODO} = Massa Molar do ferro disponível no lodo (mol/fe)

$\text{Fe total}_{\text{LODO}}$ = Teor de ferro analisado na caracterização no lodo (g)

$MM_{\text{Fe Total}}$ = 56 (g/mol)

H_2O_2 = Concentração de H₂O₂ (g/mol)

$MM_{H_2O_2}$ = 34 (g/mol)

$\text{Volume}_{H_2O_2}$ = Volume a ser adicionado (mL)

$\text{Concentração}_{H_2O_2}$ = Concentração da Solução de H₂O₂ (%)

Na Tabela 12 seguem apresentados os experimentos propostos, as relações Fe:H₂O₂ para melhor otimização do processo, o volume adicionado de H₂O₂ e sua respectiva concentração. O tempo de reação foram iguais para todos os experimentos.

Tabela 12 – Condições operacionais propostas para a primeira etapa dos experimentos realizados com a coleta de lodo de ETA do dia 29/05/2022.

Experimentos	pH inicial da reação	Relação Fe:H ₂ O ₂	Volume H ₂ O ₂ (mL)	Concentração H ₂ O ₂ a 30% (mg/L)	Tempo de Reação
A1 (branco)	3	1:0	0	0	30 minutos
A2 (branco)	3	1:0	0	0	
A3 (branco)	3	1:0	0	0	
B1	3	1:1	25	6,0	
B2	3	1:3	70	21,0	
B3	3	1:5	115	33,0	
C1	7	1:1	25	6,0	
C2	7	1:3	70	21,0	
C3	7	1:5	115	33,0	

Após a definição da quantidade de H_2O_2 , foram estabelecidas as condições experimentais denominadas de A1, A2, A3 “brancos” (ausência de H_2O_2 e com o pH fixado em 3), B1, B2 e B3 referentes aos tratamentos com doses distintas de H_2O_2 (com a fixação do pH inicial em 3) e os experimentos C1, C2 e C3 com apenas a adição das doses de H_2O_2 sem alterar o pH do lodo da ETA (pH do lodo em 7).

Vários autores indicam que o processo de Fenton apresenta a maior eficiência com o pH 3 (CHAKMA *et al.* 2015; MORAVIA, 2010; Moresco *et al.*, 2021; YU *et al.*, 2016). As condições para que ocorra a reação de Fenton, em geral, devem seguir um fluxo de procedimentos, havendo em uma primeira etapa o ajuste de pH para o meio ácido. Portanto, a redução do pH para 3 foi realizada com adição de ácido sulfúrico- H_2SO_4 da marca Sciavicco® somente para os experimentos A1, A2, A3 “brancos”, B1, B2 e B3. Posteriormente foi adicionada a solução de H_2O_2 a 30% da marca Neon® nos experimentos B1, B2 e B3 e C1, C2 e C3. Logo após a adição do reagente, todos os experimentos foram colocados em agitação constante com a utilização do agitador magnético da marca IKA, modelo C-MAG HS 7, em temperatura ambiente, em torno de 20°C. O pH foi medido ao final de todos os experimentos.

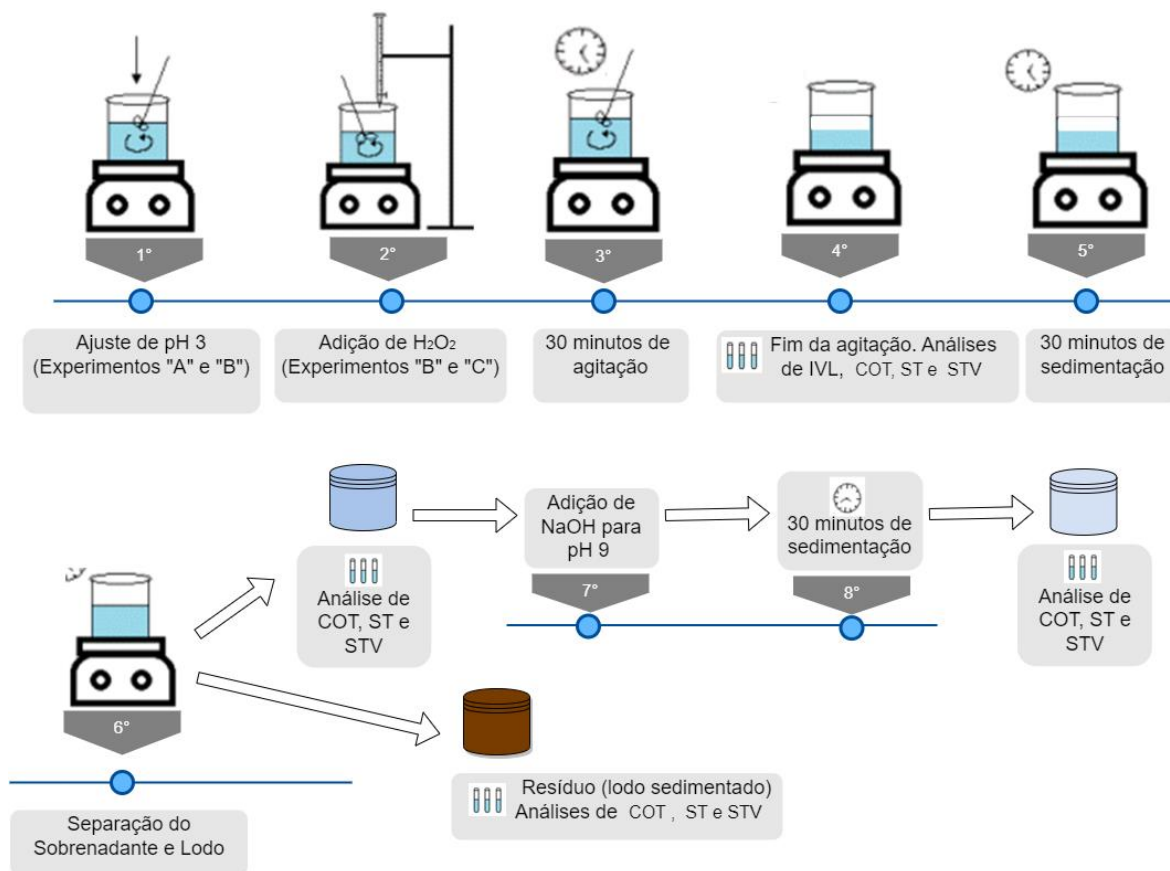
Todas as condições experimentais seguiram o mesmo método no que tange o tempo de agitação em 30 minutos e considerou-se como início da reação o momento em que o H_2O_2 foi adicionado. Todos foram realizados em temperatura ambiente, em torno de 20°C.

Finalizados os 30 minutos de agitação, foram coletadas alíquotas para análises de pH, COT, ST e SV, posteriormente, ficaram sedimentando por 30 minutos para a separação das fases do sobrenadante e lodo residual, conforme determinado por Silva (2021) com algumas modificações.

Após os 30 minutos de sedimentação, foi retirada a fase líquida com o auxílio de uma pipeta e o líquido armazenado em outro recipiente para análises posteriores. Foi analisado o sobrenadante para os parâmetros COT, ST e SV e posteriormente o seu pH ajustado para 9 com a adição de solução de hidróxido de sódio – NaOH (6N) da Anidrol e foram mantidos em repouso por mais 30 minutos, com o intuito de interromper a reação no sobrenadante e ainda para que os íons de ferro presentes pudessem ser precipitados na forma de hidróxidos. Ressalta-se que ocorreram coletas de alíquotas para análise de COT, ST e SV antes e após a elevação do pH do sobrenadante.

De modo a ilustrar a sequência do método adotado, a Figura 9 apresenta o fluxograma detalhado das atividades envolvidas para a realização dos experimentos A1, A2, A3 (brancos). B1, B2, B3, C1, C2 e C3 da coleta de lodo da ETA realizada no dia 29/05/2022, mantendo-se idênticas todas as condições operacionais (1:1, 1:3, 1:5), bem como os pontos de coletas das alíquotas e seus respectivos parâmetros analisados.

Figura 9 - Procedimento esquemático da reação de Fenton realizado na etapa dos experimentos exploratórios, descrevendo a sequência dos tratamentos e coletas das alíquotas para análises.



Fonte: Autoria própria, 2022.

Os resultados para os ST, SV e COT para a fase residual (lodo sedimentado) foram obtidos pela diferença do lodo após o tratamento com o sobrenadante retirado após a sedimentação.

3.4.1.1 Avaliação da eficiência

A otimização das condições operacionais, com as variações da quantidade de H₂O₂ adicionado, bem como o controle de pH do lodo, teve como ênfase o percentual de remoção de matéria orgânica em termos de COT.

Finalizados os 30 minutos de agitação foram coletadas alíquotas para análise de COT e a eficiência de remoção de matéria orgânica foi calculada pela Equação 28.

$$\text{Eficiência de remoção de matéria orgânica (\%)} = \frac{\text{COT (bruto)} - \text{COT (tratado)}}{\text{COT (bruto)}} \times 100 \quad (28)$$

A partir dos melhores resultados obtidos na primeira etapa, entre os experimentos A1, A2 e A3, B1, B2 e B3, C1, C2 e C3, foram traçadas novas repetições para o processo Fenton, com uma nova coleta de lodo da ETA, de modo a confirmar os resultados para alcançar melhor tratamento do lodo da ETA.

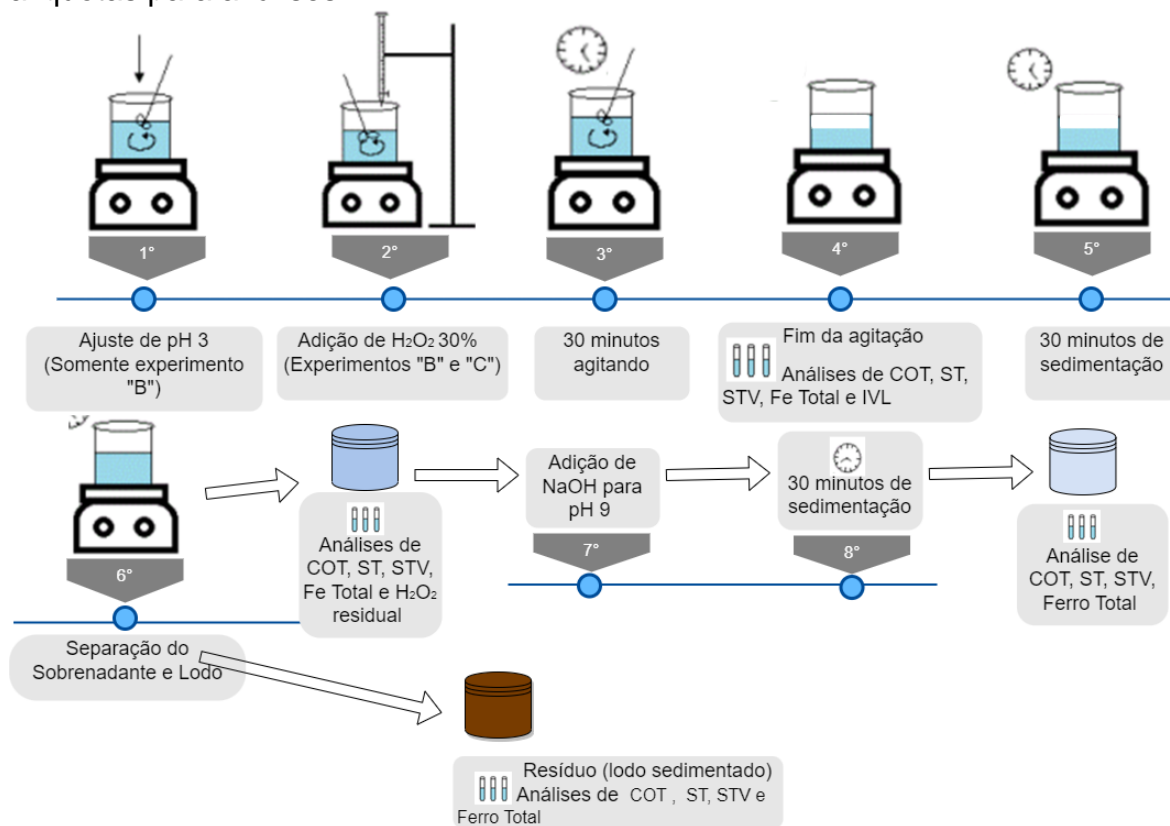
As análises de COT foram realizadas com a separação das fases líquida e sólida do lodo, medindo os respectivos volumes das alíquotas, sendo analisadas separadamente a porção líquida no equipamento TOC-V CPN e a porção sólida medida no módulo SSM-5000A (Solid Sample Module) da marca SHIMADZU. Posteriormente os valores foram convertidos e somados para a obtenção do resultado final de COT em termos de mg/L e cálculo da eficiência de remoção indicada na Equação 28.

3.4.2 Etapa Confirmatória

Nesta etapa, foram escolhidos os dois melhores resultados de remoção de COT obtidos da primeira etapa e realizada uma nova sequência de tratamento e separação de fases. Realizou-se uma nova coleta no dia 28/08/2022 no decantador 2, localizado à direita da entrada do fluxo da água, com novas análises para a caracterização do lodo bruto e triplicatas dos dois melhores resultados obtidos na primeira etapa, com os experimentos exploratórios. A fim de otimizar as análises, não foram realizados os experimentos denominados “A” brancos, devido estes não haver a adição de H₂O₂ e também devido aos resultados obtidos na primeira etapa não apresentarem remoções significativas de COT, evidenciando que somente com o ajuste de pH em 3, o Ferro e o H₂O₂ isolados não possuem atividade significativa na decomposição de matéria orgânica.

Além dos parâmetros analisados na primeira etapa ou fase exploratória (COT, ST, SV), novos parâmetros foram realizados de modo a estudar a tratabilidade do lodo da ETA. Foram realizadas análises do Índice Volumétrico de Lodo - IVL, Ferro Total em todas as etapas e verificou-se o H₂O₂ residual no sobrenadante retirado logo após o tratamento (etapa 6° da Figura 10), através do método iodométrico (KOLTHOFF, 1920). Na Figura 10 segue ilustrado as etapas realizadas e os parâmetros analisados nos experimentos confirmatórios realizados da segunda etapa para a remoção de matéria orgânica.

Figura 10 - Procedimento esquemático da reação de Fenton realizado na etapa dos experimentos descrevendo a sequência dos tratamentos e coletas das alíquotas para análises.



Fonte: Autoria própria, 2022.

3.4.3 Inativação de microrganismos patogênicos

Nas análises microbiológicas para a avaliação da remoção de microrganismos indicadores foi utilizada a coleta de lodo da ETA do dia 21/08/2022 realizada no decantador 1.

Pretendia-se seguir as mesmas relações considerando os melhores resultados de remoção de COT obtidos na primeira etapa exploratória, no entanto, por um erro do resultado da concentração de ferro total da amostra bruta de lodo da ETA, inviabilizou-se a sequência dos tratamentos e desta forma novos cálculos com a correção dos resultados de ferro total foram realizados e uma nova relação foi estabelecida de Fe:H₂O₂, denominada de tratamento B4, relação Fe:H₂O₂ em 1:0,5, pH 3, e foi mantido o tratamento C1 (1:1, pH 7) para a avaliação de remoção microbiológica. Desta maneira, a coleta do dia 21/08/2022 foi destinada à caracterização do lodo bruto como também para a aplicação do tratamento B4 com adição de H₂O₂, com uma dosagem menor ao determinado na primeira etapa, e foi possível verificar se com uma dose distinta e reduzida de oxidante, haveria

eficiência para eliminação de microrganismos patogênicos, como também se manteria uma remoção significativa de matéria orgânica. Na Tabela 13 seguem apresentadas as condições realizadas para a avaliação da remoção microbiológica e de matéria orgânica.

Tabela 13 - Condições operacionais propostas para avaliação da remoção microbiológica com a coleta de lodo de ETA do dia 21/08/2022.

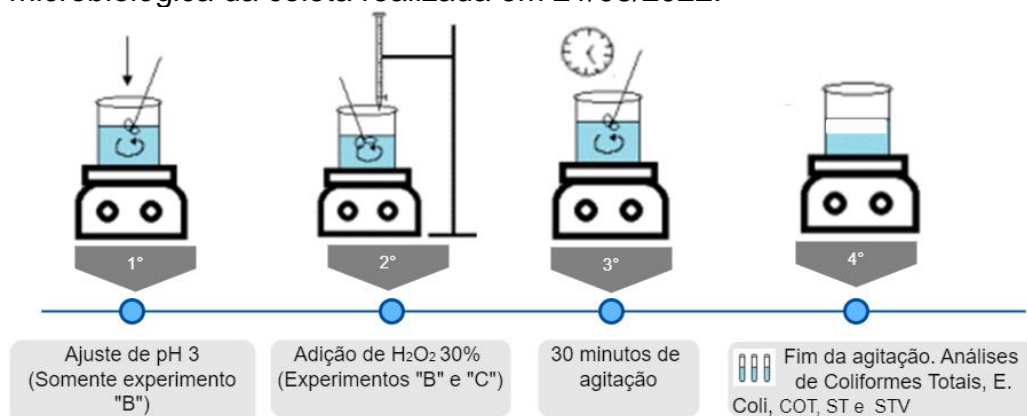
Experimentos	pH inicial	Relação Fe:H2O2	Volume H2O2 (mL)	Concentração H2O2 a 30% (mg/L)	Tempo de Reação
B4	3	1:0,5	15	3,0	30 minutos
C1	7	1:1	25	6,0	

Fonte: Autoria própria, 2022.

Os parâmetros analisados após o tratamento foram: COT, ST, SV e análises microbiológicas para *E. coli* e Coliformes Totais. A Figura 11 ilustra as etapas realizadas e os parâmetros analisados nos experimentos para avaliação microbiológica.

Nesta etapa da avaliação microbiológica não foi dada sequência para a separação das fases (sobrenadante e lodo residual), devido o objetivo principal ter sido a verificação da inativação de microrganismos do lodo, logo após a etapa de tratamento.

Figura 11 - Procedimento esquemático da reação de Fenton para eliminação microbiológica da coleta realizada em 21/08/2022.



Fonte: Autoria própria, 2022.

As análises microbiológicas do lodo bruto e após tratamento foram realizadas em até 24 horas após a coleta. A técnica utilizada para detecção e quantificação de Coliformes Totais e *E. coli* foi a do kit Colilert, utilizando o substrato Colilert e a cartela Quanti-Tray. Foi necessário realizar a diluição da amostra de lodo da ETA devido à forte coloração pela presença de sólidos e ferro, que poderiam prejudicar as leituras. Uma diluição de 1/10 (100mL de lodo para 900mL

de solução) foi utilizada em solução salina e homogeneizada em uma mesa de agitação a 200 ± 10 rpm durante 1 hora.

Após o preparo da amostra diluída, o líquido foi transferido para a cartela Quanti-Tray, foi selada e incubada a 35°C por 24 horas e posteriormente realizou-se a leitura dos poços. Destes, os que apresentaram a tonalidade amarela escura, indicaram a presença de coliformes totais e para verificar a presença de *E. coli*, a cartela foi submetida à presença de luz ultravioleta (365 nm) e os poços amarelos que adquiriram coloração azul fluorescente foram determinados como positivos para *E.coli*. A quantificação de poços pequenos e grandes foram inseridas no Software INDEXX Water MPN Generator para a obtenção dos resultados.

3.4.4 Avaliação da sedimentabilidade do lodo

A avaliação da sedimentabilidade do lodo foi realizada na etapa confirmatória, com amostras coletadas após os processos de tratamentos, assim que finalizadas as etapas de agitação. Através de ensaio em uma proveta determinou-se o IVL, ou seja, o volume em mL que 1 grama de lodo ocupa após a sedimentação em 30 minutos. O ensaio foi realizado em uma proveta de vidro de 100 mL e a amostra foi deixada em repouso por 30 minutos, caracterizando o fim do processo de sedimentação e a altura da interface foi medida. Determinou-se a concentração de sólidos suspensos totais das amostras para o cálculo. O IVL é expresso em mL/g, definido na equação 29 e o resultado foi determinado como sendo a média das triplicatas dos experimentos.

$$IVL = \frac{H_{30} \times 10^6}{H_0 \times SST} \quad (29)$$

Onde:

IVL = Índice volumétrico de lodo (mL/g)

H30 = Altura da interface após 30 minutos (cm)

H0 = Altura da interface inicial (cm)

SST = Concentração de sólidos suspensos totais (mg/L)

As análises de IVL são muito aplicadas para projetar instalações para a separação de sólidos e também para avaliar o comportamento operacional principalmente em estações de tratamento de efluentes com características biológicas, especialmente ETE's que operam sistemas de lodos ativados. Para lodos com estas características, autores como Von Sperling (2012) e Jordão e

Pessoa (2014) estabeleceram faixa de enquadramento para interpretação da sedimentabilidade (em mL/g), em: ótima (até 50), boa (50 – 100), média (100 - 200), ruim (200 - 300) e péssima (300 – 400).

No caso em específico da análise de sedimentabilidade de lodo da ETA, por não haver na literatura estudos que determinem as faixas de enquadramento do IVL para estes tipos de lodos, foi proposto a interpretação conforme Von Sperling (2012), como também realizado análise visual da sedimentabilidade do lodo.

3.4.5 Caracterização do sobrenadante e lodo residual sedimentado

De acordo com as metodologias estabelecidas com os experimentos exploratórios e confirmatórios respectivamente, foi realizada a separação do sobrenadante e do lodo (resíduo) decantado do processo.

As análises do sobrenadante foram realizadas com os experimentos “B1, B2 e B3” e também “C1, C2 e C3”, (Figuras 9 e 10 – etapa 6º) com o pH nas condições pós-tratamento e também com a elevação para o pH 9, de modo a garantir que a reação de Fenton seja encerrada e haja precipitação de hidróxidos de ferro. Por fim, analisou-se o lodo residual sedimentado. Os pontos de amostragem e seus respectivos parâmetros foram indicados nas figuras 9 e 10 que detalha todo o procedimento esquemático realizado para a reação de Fenton.

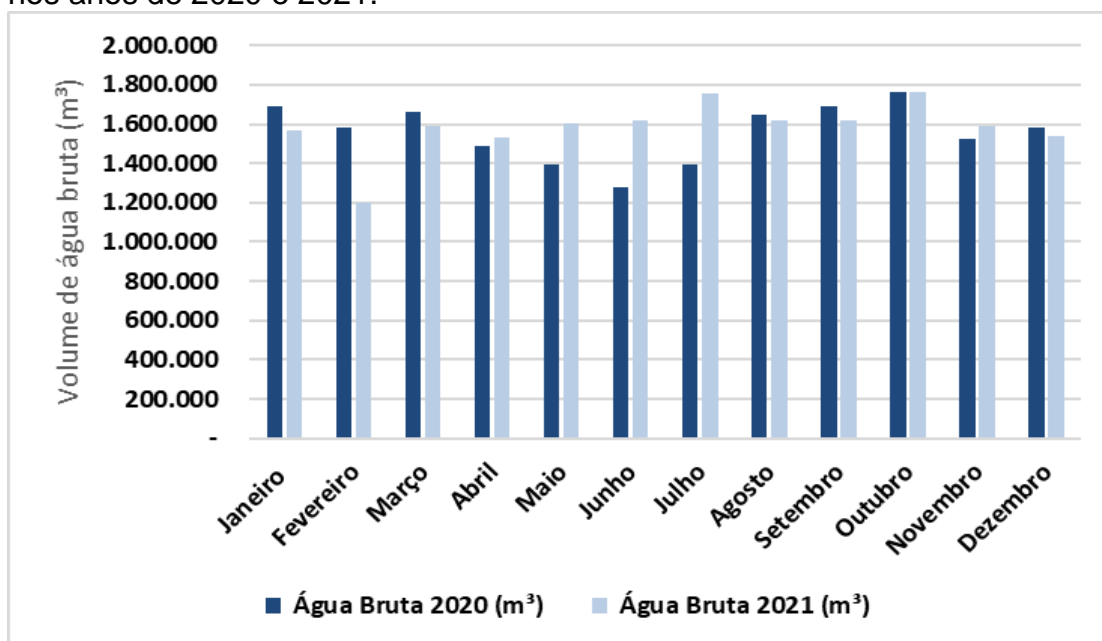
A importância em investigar as condições do sobrenadante e do lodo do processo é devido à possibilidade de descarte adequado, para atender aos limites estabelecidos na CONAMA 430/2011 ou reutilização dessas duas fases e poder contribuir para uma destinação nobre, que não será alvo desta pesquisa.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Caracterização do lodo da ETA

Na Figura 12, estão apresentados os volumes, em metros cúbicos da captação de água bruta para os anos de 2020 e 2021, totalizando 18.694.666,87 m³ e 18.998.061,16 m³, respectivamente.

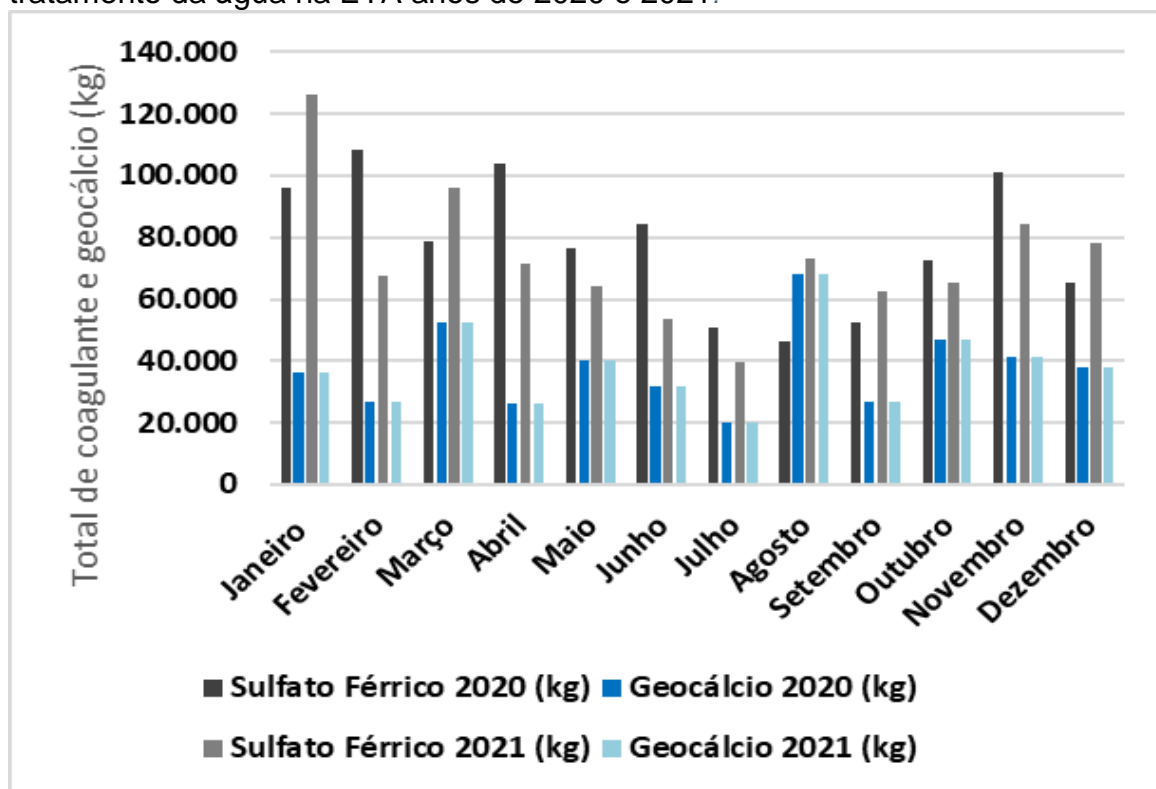
Figura 12 - Volume mensal em m³ de água bruta captada para tratamento na ETA nos anos de 2020 e 2021.



Fonte: arquivo interno da empresa, 2022.

Na Figura 13 estão apresentadas, em quilos, a quantidade de coagulante e hidróxido de cálcio utilizados mensalmente no tratamento de água nos anos de 2020 e 2021, totalizando 936.590,00 kg e 882.382,00 kg de coagulante sulfato férrico respectivamente, e uma média de 455.000 kg de hidróxido de cálcio mensal para os dois anos.

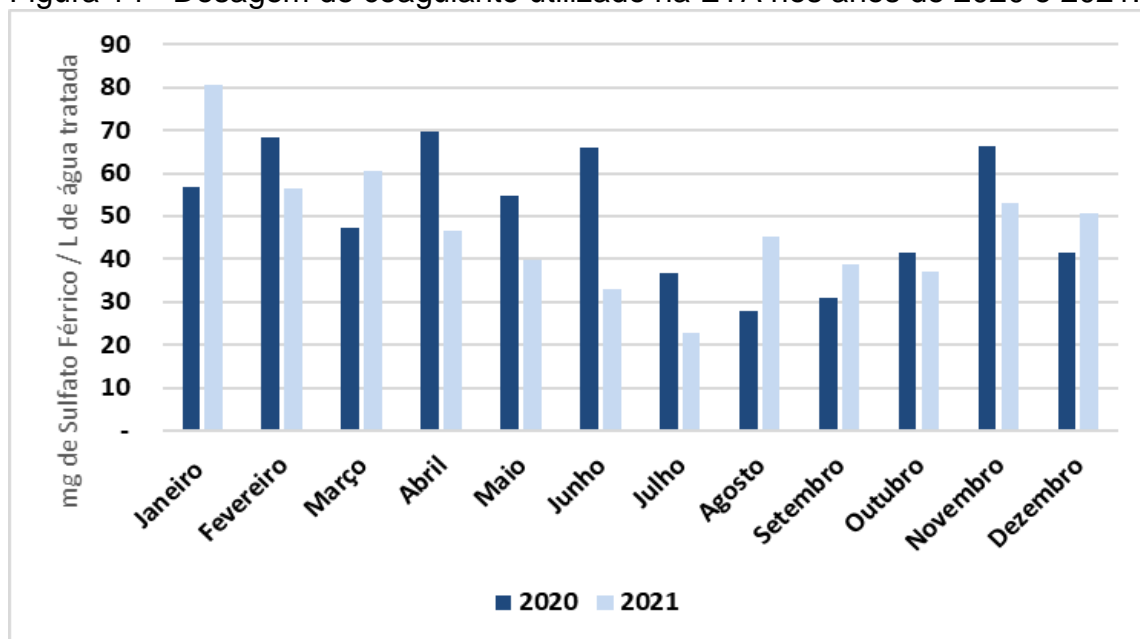
Figura 13 - Quantidade em quilos de coagulante e hidróxido de cálcio utilizado no tratamento da água na ETA anos de 2020 e 2021.



Fonte: Arquivo interno da empresa, 2022.

A Figura 14 apresenta as dosagens em mg de sulfato férrico adicionada por litro de água tratada mensalmente nos anos de 2020 e 2021.

Figura 14 - Dosagem de coagulante utilizado na ETA nos anos de 2020 e 2021.



Fonte: Arquivo interno da empresa, 2022.

As características físico-químicas e microbiológicas do lodo produzido nos decantadores da ETA são apresentadas na Tabela 14.

Tabela 14 – Características do lodo do decantador da ETA.

Parâmetro (mg/L)	LODO 20/02/22	LODO 29/05/22	LODO 21/08/22	LODO 28/08/22	Média	Desvio Padrão
ST	24.393	24.766	25.862	24.970	24.997	540
SV	7.885	6.949	7.662	6.970	7.366	414
COT	NA*	1.115	2.512	2.838	2.155	747
DQO	496	3.902	2.549	7.534	3.620	2.564
Fe Total	1.647	11.440	17.549	10.929	10.391	5.680
Fe Dissolvido	19,8	5,68	2,5	6,13	4,77	1,6
Fe II	5,5	2,27	0,9	2,5	2,79	1,6
Fe III	14,3	3,41	1,59	3,64	5,74	5
Umidade (%)	96	96	96	96	96	0
pH	7,75	7,49	7,7	7,7	7,66	0,10
Coliformes Totais (NMP/g ST)	17.996	138.940	75.322	NA*	77.740	49.397
<i>E. coli</i> (NMP/g ST)	4.837	8.923	27.530	NA*	13.764	9.877

NA* = Não analisado

Os resultados de ST e SV encontrados na caracterização do lodo da ETA para as 4 coletas tiveram poucas variações. A relação SV/ST média de todas as coletas representa aproximadamente 30%, podendo ser considerado um lodo com uma fração de sólidos orgânicos, comumente encontrado em lodos de ETAs (ROQUE, MONTALVAN e BOSCOV, 2021). A ETA-ABV na região metropolitana de São Paulo, utiliza sais de ferro e em coletas realizadas ao longo dos anos de 2005 a 2007 manteve-se uma relação de SV/ST de 26% (SENA, 2011), a relação de sólidos voláteis da ETA da universidade Federal de Viçosa é de 32% (CABRAL e BASTOS, 2021), estando as duas ETAs com resultados aproximados ao encontrado na ETA pesquisada. O lodo de ETA caracterizado por Silva *et al.* (2021) obteve os valores de ST e SV nas faixas de 47.625 mg/L e 17.287 mg/L, relação SV/ST de 36%, se mantendo aproximado o teor de matéria orgânica presente no lodo. A variação da concentração de sólidos do lodo está diretamente relacionada com o intervalo entre as limpezas do decantador e qualidade da água bruta (RODRIGUES, 2015; SENA, 2011). Um dos problemas diretamente relacionados

aos despejos de lodo de ETA em cursos hídricos é o assoreamento, o aporte de sólidos pode também se relacionar com o despejo de matéria orgânica, areia e microrganismos, estas descargas podem interferir nas mais diversas formas de poluição (PEREIRA *et al.*, 2021).

Em termos de quantificação de matéria orgânica, obtidos pela DQO, os resultados da caracterização do lodo da ETA foram nas faixas de 496 a 7.534 mg/L. Foi encontrada elevada variação e um importante ponto a ser observado é que esta análise pode sofrer interferências por se tratar de uma análise indireta e a técnica de análise é suscetível a resultados superestimados, quando há presença de ferro na amostra (SILVA *et al.*, 2021). Resultado semelhante com Silva *et al.* (2021) que obtiveram a DQO em 3.105 mg/L em uma coleta realizada na mesma ETA em 08/09/2019, sendo este, bem próximo do resultado da coleta realizada em 29/05/22. Angelim *et al.* (2021) obtiveram resultado médio de DQO de 4.517 mg/L para um lodo de ETA que utiliza sais de ferro no tratamento da água, sendo compatível com o resultado encontrado.

Os resultados de COT, uma estimativa mais direta de presença de matéria orgânica no lodo, indicaram a concentração de 1.115 mg/L, 2.512 e 2.838 mg/L, havendo uma variação sazonal de 39% e 44% da matéria orgânica presente no meio. Estes resultados estão de acordo com Guerra (2005) que obteve a quantidade de matéria orgânica em 1.330 mg/L para uma ETA localizada no município de Rio Claro-SP.

Os valores de ferro encontrados foram 1.647mg/L, 11.440 mg/L, 17.549 mg/L e 10.929 mg/L, indicando uma ampla variação dos resultados. Os altos valores para o ferro já eram esperados. Isto é explicado devido à ETA utilizar coagulante à base de sais férricos no tratamento. É a concentração do ferro total que deve ser levada em conta para promover a reação de Fenton, devido ser este o metal catalisador do processo após a adição do oxidante H₂O₂. Os maiores valores foram detectados em época de seca (maio e agosto), nesta época o lodo normalmente fica por um período maior no decantador, o que pode justificar a maior concentração de ferro total. Estes valores estão consistentes com Sena (2011) que caracterizou um lodo de ETA com a presença de ferro em uma coleta em maio de 2007 e obteve 14.911 mg/L. Sena (2011) aponta um desvio padrão desse resultado de 4.603, o que confirma uma variação deste parâmetro. Estes resultados se diferenciam também da pesquisa de Silva *et al.* (2021), que obteve a quantidade de ferro total de 23.073 mg/L para o lodo da mesma ETA. Observam-se grandes alterações das

concentrações deste parâmetro, tal fato pode ser relacionado com a quantidade de coagulante adicionada em diferentes épocas do ano, conforme apresentado na figura 13, variação meteorológica e o tempo de limpeza do decantador e a quantidade de água utilizada na limpeza, evidenciando uma variação da composição desta matriz.

Para melhor compreensão da reação de Fenton é importante verificar que houve mais ferro na fase sólida (ferro total) do que na fase líquida (ferro dissolvido) o que pode evidenciar uma reação do tipo Fenton Heterogêneo. Durante o tratamento com a adição do H_2O_2 o pH e o tempo de reação se relaciona diretamente com o tipo de catalisador podendo alterar a eficiência do processo, e com o aumentando o tempo de reação, melhores resultados no tratamento poderão ser obtidos (POSSER, 2016; MORESCO, *et al.*, 2021; CONDE *et al.*, 2023).

O pH foi o parâmetro que apresentou menor variação entre todas as coletas, desvio padrão relativo de 2%. Diversos autores também obtiveram valores de pH dentro da faixa da neutralidade (SENA, 2011; SILVA *et al.*, 2021).

Por fim, os valores obtidos nas análises de Coliformes Totais e *E.coli* também apresentaram uma grande variabilidade. O maior pico de *E. coli* foi na coleta de 21/08/2022 com 27.530 NMP/g ST e valores médios de 13.764 NMP/g ST. Silva *et al.* (2021) obtiveram 16.797 NMP/g ST para *E. coli*, estando bem próximo ao resultado médio encontrado. Estes resultados corroboram com os estudos de Di Bernardo, Dantas e Voltan (2011) que encontraram resultados aproximados para a concentração de *E. coli* nas amostras de lodos de decantadores em 16.600 NMP/g ST. Os valores elevados de microrganismos em lodos de ETA se explicam pelo grande acúmulo de lodo que tendem a concentrar sólidos e matéria orgânica, gerando assim uma maior quantidade de microrganismos quando comparada com a água bruta que entra na ETA (SCHUROFF *et al.*, 2014).

4.2 Quantificação do lodo

Para a estimativa da produção mensal de lodo foram utilizados os dados de 2020 e 2021. Foram aplicadas as equações empíricas e de balanço de massa. Os resultados das estimativas estão expressos na Tabela 15.

Tabela 15 -Turbidez e estimativa da produção mensal de lodo gerado na ETA por fórmulas empíricas e balanço de massa dos anos 2020 e 2021.

Mês/ Ano	Turbidez		Cornwell (1987) (t/mês)		Reali (1999) (t/mês)		Ritcher (2001) (t/mês)		Balanço de Massa (2012) (t/mês)	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
Jan	22,5	19,9	9,4	100,5	109,0	113,1	126,1	136,3	46,5	42,6
Fev	22,3	15,9	100,8	58,4	111,6	65,2	132,6	82,7	44,7	35,3
Mar	13,2	10,7	67,2	72,0	75,0	81,6	88,6	95,2	35,4	31,9
Abr	9,7	9,4	67,5	53,2	77,9	60,3	91,0	72,7	30,2	25,8
Mai	6,5	31,3	47,3	45,0	55,0	51,3	63,0	63,9	25,4	23,7
Jun	5,6	4,1	47,9	33,5	56,3	38,9	61,0	48,6	23,4	17,9
Jul	4,8	2,6	32,5	24,4	37,6	28,4	40,3	36,8	19,8	16,0
Ago	5,9	7,2	35,1	49,6	39,8	56,8	42,3	66,7	20,2	21,6
Set	6,8	10,6	40,4	53,5	45,7	59,7	50,0	77,0	22,6	27,5
Out	9,9	9,7	58,3	54,6	65,5	61,1	78,9	89,1	29,2	28,8
Nov	19,0	8,0	88,0	56,2	98,1	64,5	114,3	77,6	40,9	24,7
Dez	32,9	18,5	107,0	77,2	113,6	84,9	137,6	103,0	59,9	40,1
Total			791,4	678,1	885,1	766,4	1.026	950,1	398,7	336,3

Verifica-se que os resultados obtidos pelas equações empíricas apresentam valores superiores em comparação ao modelo de regressão linear obtido pelo balanço de massa (PEREIRA; GOMES; PEREIRA, 2012). Dentre as fórmulas empíricas, o método de Cornwell e de Kawamura apresentam valores aproximados, enquanto que o modelo proposto por Richter, forneceu maiores valores, o que pode se justificar é que esta fórmula empírica considera o parâmetro da cor da água bruta. Taboni Junior *et al.* (2019) também verificaram valores elevados para o método de Richter em comparação a outros métodos empíricos. A diferença entre o maior valor obtido pelas fórmulas empíricas em relação ao balanço de massa foi de 62% e 67% para os anos de 2020 e 2021, respectivamente.

Desse modo, os resultados apresentados sugerem que a aplicação de fórmulas empíricas e balanço de massa possam não configurar uma boa prática para a quantificação do lodo de ETA. Combinadas, as fontes de erros dentre as duas metodologias podem superestimar ou subestimar o volume real de sólidos. Isto posto, para que se possa obter dados mais precisos, a quantificação *in loco*

poderá ser a melhor alternativa para obtenção de dados mais assertivos para a tomada de decisão na implantação de tratamento e destinação adequada do lodo.

Outro fator a se considerar para um melhor dimensionado de unidades de tratamento ou destinação é a diferença da geração de lodo entre os períodos de chuva e estiagem. Para uma melhor visualização da geração de lodo de cada ano, foram elaboradas as Figuras 15 e 16.

Figura 15 – Estimativa de geração de lodo de ETA no ano de 2020 (t/mês).

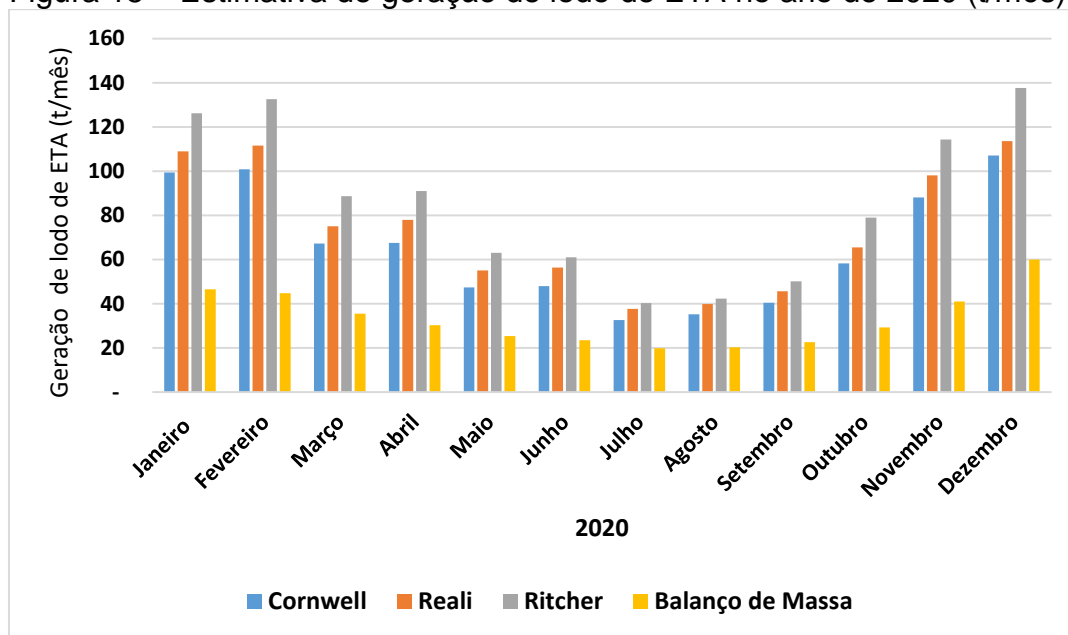
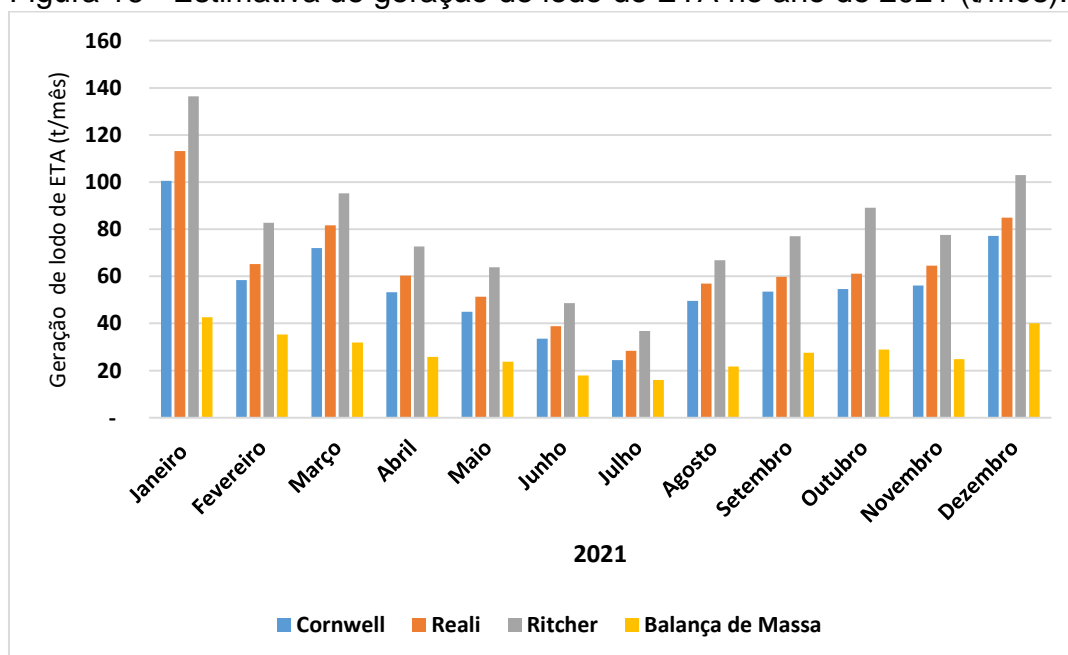


Figura 16 - Estimativa de geração de lodo de ETA no ano de 2021 (t/mês).



É possível constatar, em todos os métodos de quantificação, que é evidente a maior geração de lodo no período chuvoso (janeiro, fevereiro, março, abril, outubro, novembro e dezembro) em comparação com o período de estiagem (maio,

junho, julho, agosto e setembro). As diferenças na produção de sólidos entre esses dois períodos nos anos de 2020 e 2021 é de 29% e 27% para a fórmula empírica de Ritchert (2011) e de 33% e 37% pelo cálculo de balanço de massa (PEREIRA; GOMES; PEREIRA, 2012), respectivamente. Tal fato foi confirmado por Pereira; Gomes; Pereira (2012) que apresentaram uma diferença da produção de sólidos do ano de 2010 de 40%. Inocente (2018) encontrou uma diferença de geração de sólidos entre os períodos chuvoso e de estiagem de 47% para a geração baseada em fórmula empírica e 61% pelo balanço de massa. Esta é uma variação considerável que deve ser analisada, principalmente, considerando o gerenciamento desses resíduos e o dimensionamento das unidades para o tratamento e destinação final.

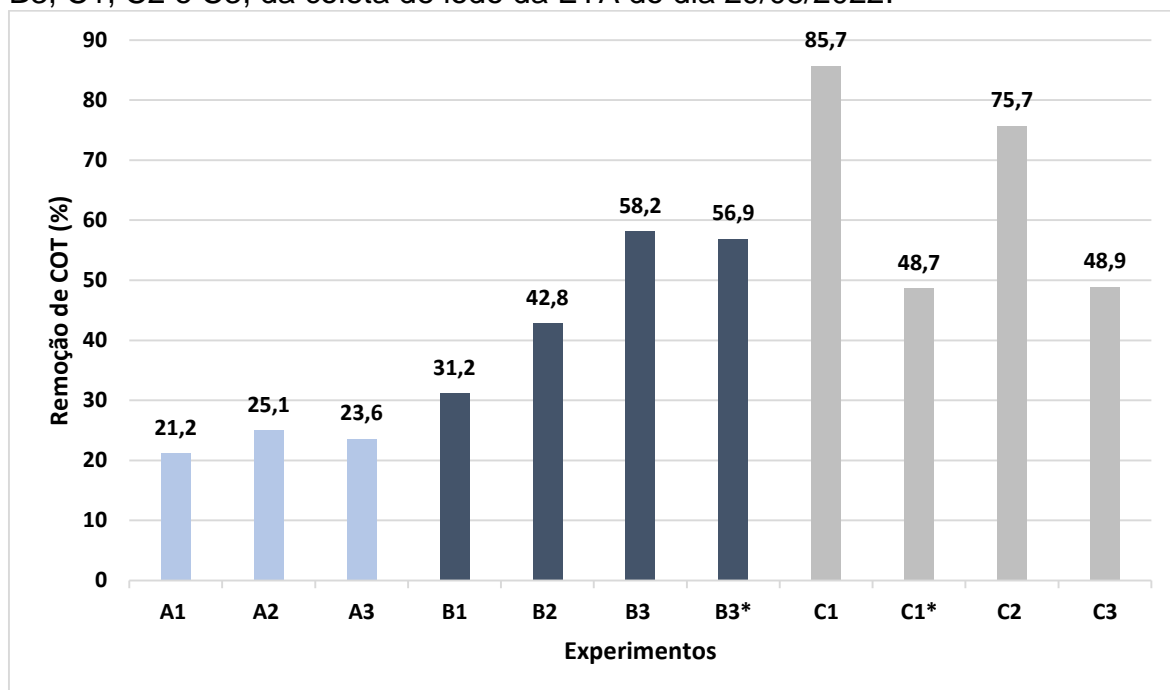
4.3 Resultados da reação de Fenton

4.3.1 Avaliação da eficiência da etapa Exploratória

Definidos os experimentos e a determinação das dosagens de H_2O_2 para as condições experimentais, esta etapa consistiu na obtenção dos melhores resultados em termos de remoção de matéria orgânica, ou seja, na identificação dos fatores significativos dos experimentos propostos.

A Figura 17 apresenta os resultados em % das respectivas remoções de matéria orgânica baseado nas remoções das concentrações de carbono orgânico total (COT), de acordo com os experimentos realizados.

Figura 17 - Eficiência de remoção de COT dos experimentos A1, A2 e A3, B1, B2 e B3, C1, C2 e C3, da coleta de lodo da ETA do dia 29/05/2022.



De acordo com a Figura 17 observou-se a maior remoção de matéria orgânica na ordem de 85% e 75% para os experimentos C1 e C2 que foram apenas adicionados H_2O_2 , mantido o pH do lodo na neutralidade, nas proporções 1:1 e 1:3, respectivamente. As reações Fenton Heterogêneo e Fenton Like, proporcionam os tratamentos com o pH próximo a 7 e apresentam vantagens em comparação ao Fenton Homogêneo que realizam os tratamentos em pH ácido, implicando alto consumo de produtos químicos para acidificação e posteriormente a neutralização. Moraes (2012) pesquisou o tratamento de efluente de refino de petróleo com a reação foto-Fenton e verificou que as amostras foram degradadas, mas não mineralizadas completamente e cita que para melhorar a eficiência e tornar o tratamento mais enérgico seria necessário o aumento de H_2O_2 ou utilizar os sistemas oxidativos de Fenton Heterogêneo (MORAES, 2012).

Para os experimentos B1, B2 e B3 em que houveram alterações do pH para 3, seguindo o que comumente é aplicado no processo Fenton homogêneo, em condições ácidas, o melhor resultado situou-se na faixa de 58% de remoção de matéria orgânica no experimento B3 com a relação $Fe:H_2O_2$ em 1:5. Este fato sugere que a quantidade de reagente adicionada altera os resultados promovendo maior geração de radicais OH^* para eliminar a matéria orgânica. Nascimento *et al.* (2018) utilizaram a reação de foto-Fenton com doses 40 mg/L de H_2O_2 , 1 mg/L de Fe e pH em uma faixa entre 3 e 4, tempo de reação de 180 minutos, alcançando

uma degradação da matéria orgânica da ordem de 93%. Na pesquisa realizada por Dinçer *et al.* (2021) avaliou-se a eficácia do tratamento de Fenton em águas residuárias com compostos orgânicos e relataram uma remoção de matéria orgânica, baseada no parâmetros COT, de cerca de 75% (reduzido de 2.597 mg/L para 645,4 mg/L).

Vale ressaltar ainda que para os experimentos A1, A2 e A3 não houve remoções significativas de matéria orgânica, evidenciando que somente com o ajuste de pH, o ferro não promoveu atividade significativa na decomposição de matéria orgânica.

Importante salientar que todos os experimentos tiveram os pH medidos antes e após a adição de H₂O₂ e a reação com a agitação de 30 minutos, sendo verificada uma leve acidificação após a adição do H₂O₂, conforme indicado na Tabela 16.

Tabela 16 - Faixa de pH após o processo de adição de H₂O₂ e agitação por 30 minutos.

Experimentos	pH inicial	pH Final da agitação
A1 (branco)	3	2
A2 (branco)	3	2
A3 (branco)	3	2
B1	3	2
B2	3	2
B3	3	2
C1	7	5
C2	7	6
C3	7	6

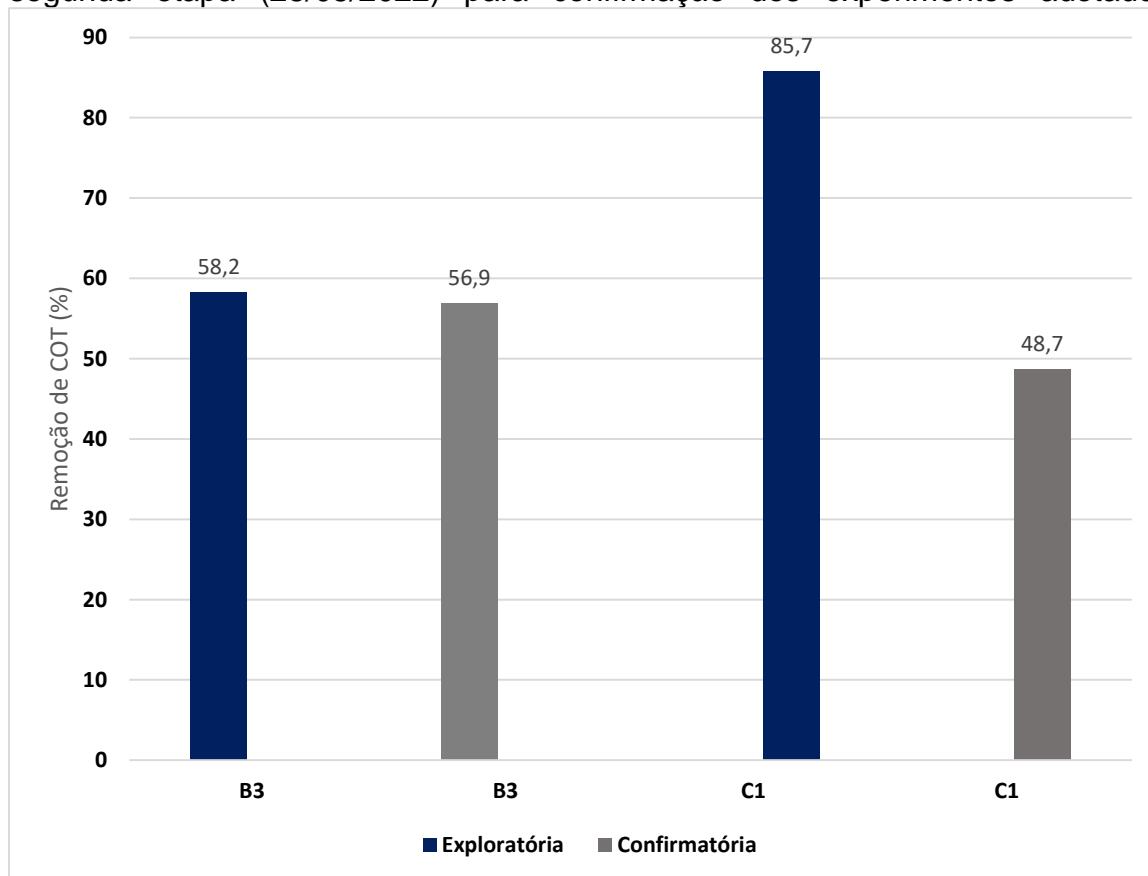
Von Sperling (2012) cita que a diminuição do pH pode ocorrer de forma natural em um meio, tendo como exemplo que a oxidação da matéria orgânica leva naturalmente à redução do pH.

4.3.2 Confirmação da remoção de matéria orgânica

Diante dos resultados obtidos na primeira etapa dos tratamentos com os experimentos realizados com o lodo de ETA coletado em 29/05/2022, foi possível identificar as melhores condições para a remoção de matéria orgânica em termos de COT e sendo assim confirmar na segunda etapa se os tratamentos se

mantiveram eficientes seguindo a mesma metodologia com o lodo da ETA coletado em 28/08/2022 (Figura 18).

Figura 18 - Eficiência de remoção de COT na primeira etapa (coleta 29/05/2022) e segunda etapa (28/08/2022) para confirmação dos experimentos adotados.

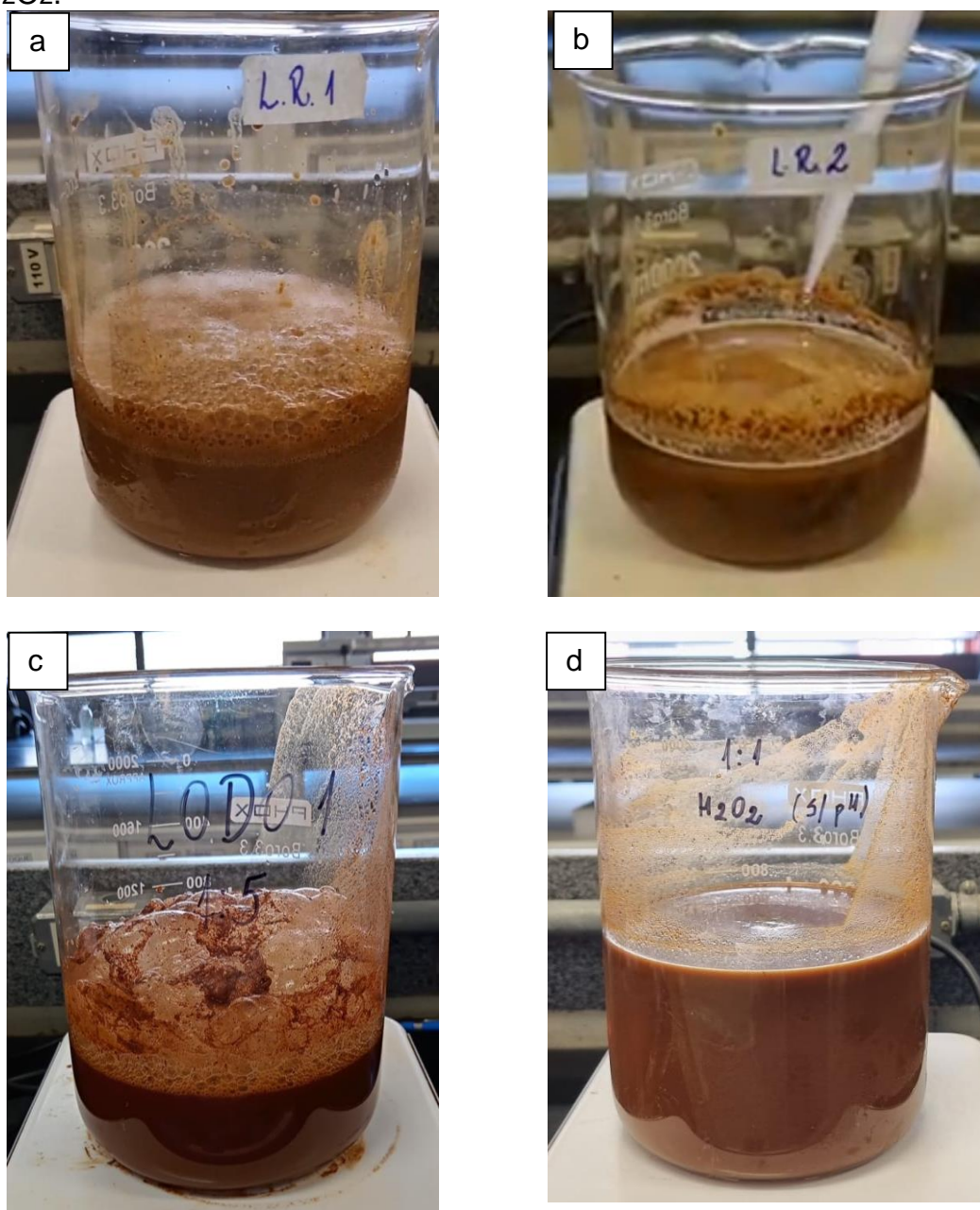


Com base na Figura 18, os resultados apontam que os tratamentos B3 se mantiveram com a eficiência obtida na primeira etapa exploratória, com valores próximos a 58%, indicando que o processo ficou sob controle operacional. Isto demonstra que o processo de otimização dos tratamentos B3 em que houveram o controle do pH inicial em 3, concentração de 33 mg/L (1:5) e pH final após a reação em 2, poderão ser considerados válidos.

Por outro lado, nos tratamentos C1 não tiveram o pH inicialmente acidificado em pH3 e no final das reações estavam com o pH em torno de 6, não se confirmou a eficiência preliminarmente encontrada na primeira etapa e apresentou eficiência menor, em torno de 48%. Importante reforçar que tal diferença também poderá ser devido aos tratamentos não serem dos lodos coletados na mesma data e o lodo possui características distintas a todo instante. No entanto, as condições da ETA, períodos sem chuva, métodos de coleta e tratamentos (B3 e C1) foram seguidos sistematicamente. Na Figura 19 apresenta o processo de agitação do lodo da ETA

logo após a adição de H_2O_2 dos experimentos B3 e C1 realizados na primeira e segunda etapa.

Figura 19 – Foto dos tratamentos experimentais do lodo da ETA. a) Coleta do lodo da ETA de 29/05/22 com o tratamento B3, pH 3, relação 1:5 logo após a adição de H_2O_2 ; b) Coleta do lodo da ETA de 29/05/22 com o tratamento C1, pH 7, relação 1:1 logo após a adição de H_2O_2 ; c) Coleta do lodo da ETA de 28/08/22 com o tratamento B3, pH 3, relação 1:5 logo após a adição de H_2O_2 ; d) Coleta do lodo da ETA de 28/08/22 com o tratamento C1, pH 7, relação 1:1 logo após a adição de H_2O_2 .



Foi verificado um efeito enérgico com a adição do H_2O_2 , nos tratamentos B3 realizados nas coletas de 29/05/2022 e 28/08/2022. Tal condição de melhor eficiência no tratamento poderá ser justificada conforme relatos em literatura, considerando que as condições em meio ácido do processo Fenton (ZHANG *et al.*,

2019) e um aumento na quantidade de oxidante no sistema conduzem a melhores resultados de degradação de matéria orgânica (ZHANG *et al.*, 2020).

Um estudo realizado por Moresco *et al.* (2021) avaliou a aplicação da carepa de aço para degradação de 2,4-dinitrofenol utilizando o processo de Fenton. Os resultados mostraram que os mecanismos reacionais pelos quais ocorreram a degradação do substrato foram pela superfície das partículas do material e também pelo ferro lixiviado com o pH em 3, caracterizando o processo como uma combinação de oxidação de Fenton homogêneo e heterogêneo. A acidificação do meio influenciou significativamente a eficiência do processo de Fenton e o estudo também mostrou que a eficiência em termos de degradação total do composto 2,4-dinitrofenol em duas horas de tratamento com concomitante remoção de intermediários e toxicidade aguda confirma o potencial uso do material (MORESCO *et al.*,2021).

Na Tabela 17 apresentam-se os valores dos demais parâmetros do lodo bruto e pós-tratamento, analisados nas etapas exploratória e confirmatória.

Tabela 17 - Resultados dos parâmetros ST, SV, SV/ST e Ferro total dos lodos brutos e após os tratamentos.

Parâmetro (mg/L)	Bruto		Pós-tratamento B3 1:5		Pós-tratamento C1 1:1	
	29/05/22	28/08/22	29/05/22	28/08/22	29/05/22	28/08/22
ST	24.766	24.970	20.097	22.633	21.488	24.233
SV	6.949	6.970	5.021	6.058	5.210	5.842
SV/ST (%)	28	27	25	24	24	24
Ferro total	11.440	10.929	NA*	8.419	NA*	10.485

*NA = Não analisado.

O lodo bruto possui uma concentração de sólidos totais na primeira etapa de 24.766 mg/L e após o tratamento, reduziu 19% e 13% suas concentrações nos tratamentos B3 e C1, respectivamente. Na segunda etapa, a concentração inicial era de 24.970 mg/L, e após os tratamentos, obtiveram uma redução de 9% (B3) e 3% (C1). As relações SV/ST de todas as coletas e tratamentos se mantiveram com uma faixa média de 24%. Tais relações permitem estimar a porcentagem de fração orgânica presente nos sólidos, visto que sólidos voláteis são considerados majoritariamente de origem orgânica. Verificou-se também uma redução do Ferro total do lodo tratado em comparação ao bruto. E na coleta de 29/05/22, da primeira etapa, não foram analisados os teores de ferro após o tratamento.

É importante mencionar que finalizada a etapa de tratamento com a agitação, observou-se rapidamente o início da precipitação dos sólidos contidos na amostra, com depósito de lodo residual no fundo dos recipientes utilizados no tratamento. Sendo assim, a redução após o tratamento dos parâmetros ST, SV e Ferro sugere uma melhor sedimentabilidade do lodo e também a mineralização da matéria orgânica, conforme verificado nos resultados da remoção de matéria orgânica no meio. O comportamento das concentrações de sólidos e ferro, após os tratamentos, sugere ainda que, apesar de uma redução dos parâmetros, há ainda a presença de substâncias orgânicas e metais, fato este constatado pelos valores aproximados nos lodos sem tratamento e após o tratamento.

Oglio (2019) na pesquisa sobre o tratamento com o uso de Fenton em efluentes de cervejaria que possui alta concentração de sólidos e matéria orgânica, obteve uma redução de sólidos de 478 mg/L para 234 mg/L nas condições experimentais 9.000 mg/L (H₂O₂) e de 300 mg/L (Fe II) durante 30 minutos.

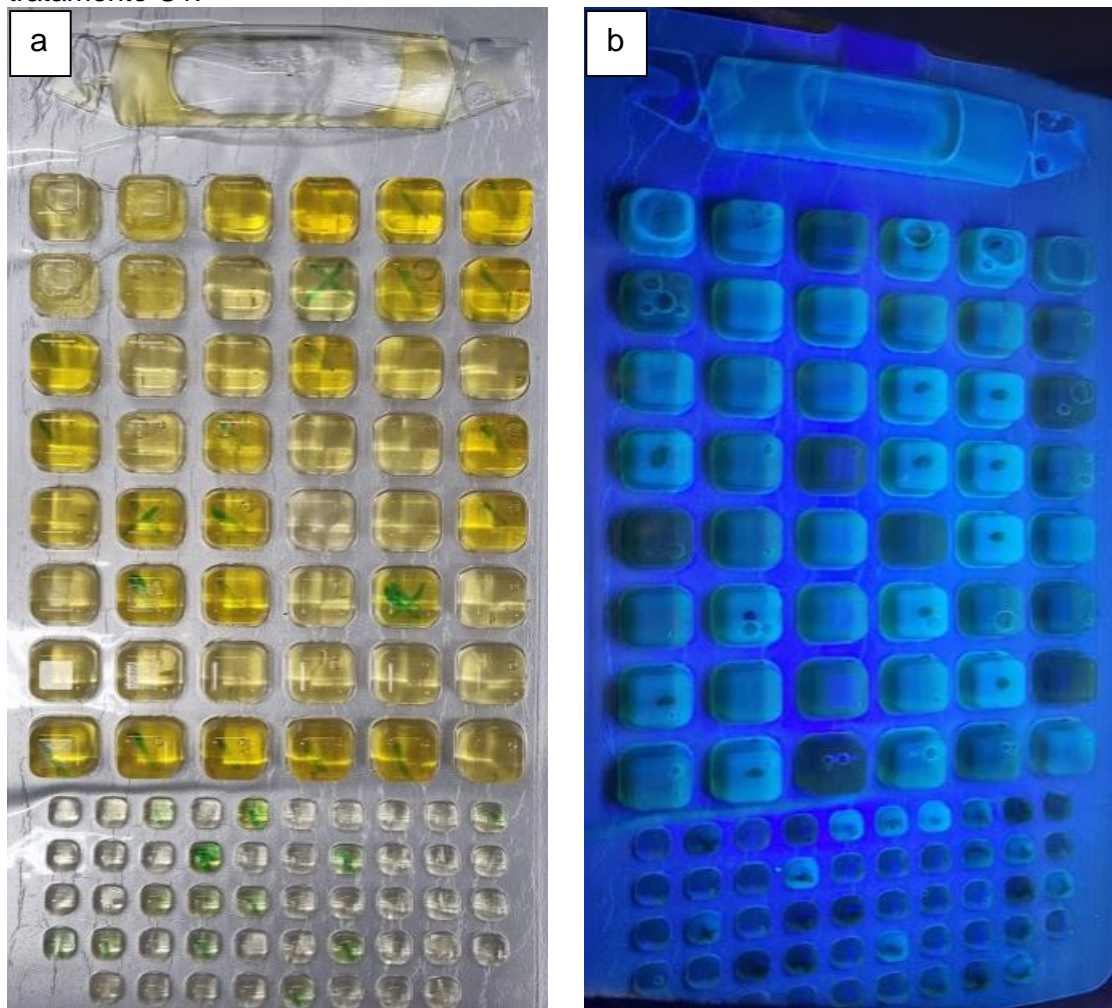
Era esperado que os resultados de sólidos e ferro pudessem se apresentar próximos do lodo bruto, o que justifica a necessidade das etapas de sedimentação e análises posteriores do sobrenadante e do lodo decantado.

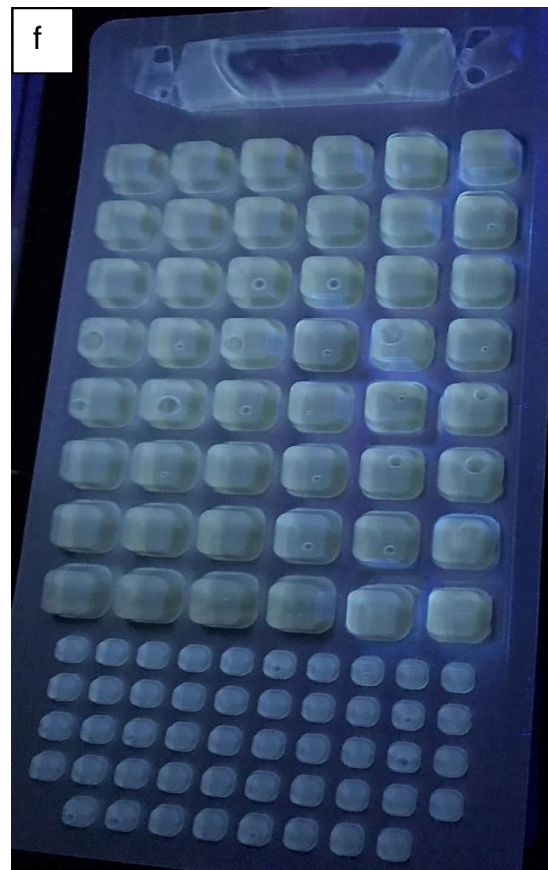
4.3.3 Inativação de microrganismos patogênicos

Conforme descrito na metodologia, devido a um erro do resultado da concentração de ferro total da amostra bruta de lodo da ETA do dia 21/08/2022, inviabilizou-se a realização do tratamento B3, sendo necessária a realização de novos cálculos com a correção dos resultados de ferro total e uma nova relação foi estabelecida de Fe:H₂O₂, denominada de Tratamento B4, concentração de 3mg/L de H₂O₂, relação Fe:H₂O₂ em 1:0,5 com pH 3, e foi possível manter o tratamento C1 (concentração de 21 mg/L, relação 1:1, pH 7) para a avaliação de remoção microbiológica.

As análises microbiológicas para as condições propostas nos experimentos B4 e C1, com as relações 1:0,5 e 1:3, se mostraram eficientes, sendo possível a inativação total dos microrganismos do lodo, como pode ser visto nas imagens das cartelas do Kit Colilert (Figura 20.c-f), onde a coloração amarela escura e a fluorescência não foram detectadas. Esses resultados podem ser valiosos para o controle de risco de patógenos em relação ao gerenciamento do lodo da ETA.

Figura 20 – Imagens das cartelas com as amostras da coleta de 21/08/2022. a) Resultado da cartela Colilert para Coliformes Totais na amostra de lodo de ETA Bruto; b) Resultado da cartela Colilert para *E. coli* na amostra de lodo de ETA Bruto; c) Resultado da cartela Colilert para Coliformes Totais no tratamento B4; d) Resultado da cartela Colilert para *E. coli* no tratamento B4; e) Resultado da cartela Colilert para Coliformes Totais no tratamento C1; f) Resultado da cartela Colilert para *E. coli* no tratamento C1.





Resultados semelhantes foram relatados por Rodríguez-Chueca *et al.* (2012) que realizaram diversos experimentos com efluentes sanitários para a inativação de *E. coli* com diferentes dosagens de H₂O₂.

Estudos recentes relatam o uso de diversos catalizadores para a reação de Fenton Heterogêneo em uma ampla faixa de pH de 3,5 a 9,5 para desinfecção de *E. coli* em efluente sanitário, e todos obtiveram a inativação de bactérias de forma eficiente (THOMAS; DIONYSIOU; PILLAI, 2021; TONG *et al.*, 2020).

A inativação da *E. coli* e coliformes totais nos lodos produzidos em instalações de ETAs e ETEs pode trazer diversas vantagens para o reuso desse resíduo. Em primeiro lugar, a remoção desses microrganismos pode reduzir a carga microbiológica presente no lodo, tornando-o mais seguro para manuseio, redução dos riscos de transmissão de doenças associadas ao contato com o lodo e aplicação em diferentes finalidades (LI *et al.*, 2022; TONG *et al.*, 2020). Ainda, outra vantagem da inativação desses microrganismos é a redução do potencial poluidor, que quando liberados no ambiente podem afetar a qualidade dos solos, águas subterrâneas e superficiais.

Com o tratamento adequado, o lodo pode ser transformado em um recurso valioso como por exemplo o uso na agricultura, fornecendo nutrientes e melhorando a fertilidade do solo. Uma revisão realizada por Li *et al.* (2022) avaliou a eficiência da inativação de *E. coli* e coliformes totais em diferentes sistemas de tratamento de lodo de estações de tratamento de esgoto. Os resultados indicaram que a combinação de tratamentos físicos, químicos, Fenton e processos semelhantes as reações de Fenton, podem ser eficientes na remoção desses microrganismos.

Embora a maioria dos processos de tratamento de lodo possa inativar patógenos indicadores por meio de diferentes mecanismos, outros processos de tratamento combinados ainda são sugeridos como uma estratégia para melhorar o desempenho do controle (Li *et al.*, 2022).

Apesar dos resultados satisfatórios na pesquisa realizada, ainda carece de pesquisas suficientes sobre os métodos de detecção, ocorrência, sobrevivência, transferência e infecção e a necessidade de análises de outros patógenos como helmintos, protozoários, vírus entéricos e outros microrganismos.

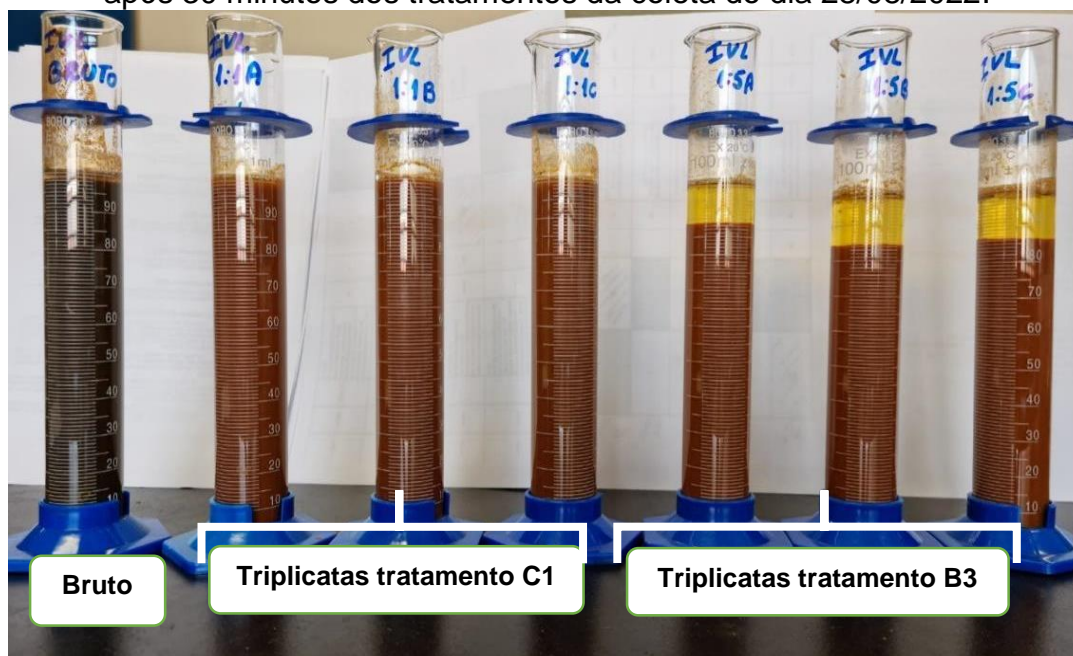
4.3.4 Resultados da avaliação da sedimentabilidade do lodo da ETA

Os IVL's foram realizados com o lodo após os tratamentos da coleta de 28/08/2022, na segunda etapa dos tratamentos. Na Tabela 18 são apresentados os resultados dos tratamentos propostos e nota-se que de acordo com Von Sperling (2012), todas as amostras de lodo, inclusive o lodo bruto e após os tratamentos, ficaram dentro da faixa de ótima (até 50 mL/g), classificando todas as análises em ótima sedimentabilidade. No entanto, verifica-se clara diferença no processo de sedimentação quando realizada uma análise visual nos testes de proveta, no final dos 30 minutos de sedimentação (Figura 21).

Tabela 18 - IVL do lodo Bruto e tratados da coleta de 28/08/2022.

Amostra	H0' (cm)	H30' (cm)	SST (mg/L)	IVL (mL/g)
Lodo Bruto	15,5	15,2	32.100	30,5
Tratamento B3 1:5	15,5	11	32.733	21,7
Tratamento C1 1:1	15,5	15,1	31.533	31,0

Figura 21 – Foto das provetas com o lodo da ETA na determinação do IVL após 30 minutos dos tratamentos da coleta do dia 28/08/2022.



Observa-se nitidamente a sedimentação do tratamento B3, onde houve o controle operacional da reação de Fenton em pH 3, havendo a separação das fases líquida-sólida.

No estudo de Guimarães (2005) foi analisado a recuperação de coagulante a partir da acidificação de lodo de estação de tratamento de água do Rio Manso e pode-se verificar que quanto mais ácido, melhor o lodo sedimenta e compacta, e também há melhoria das características de desidratação e recuperação de coagulante. Tal fato pode ir de encontro com a condição do tratamento B3.

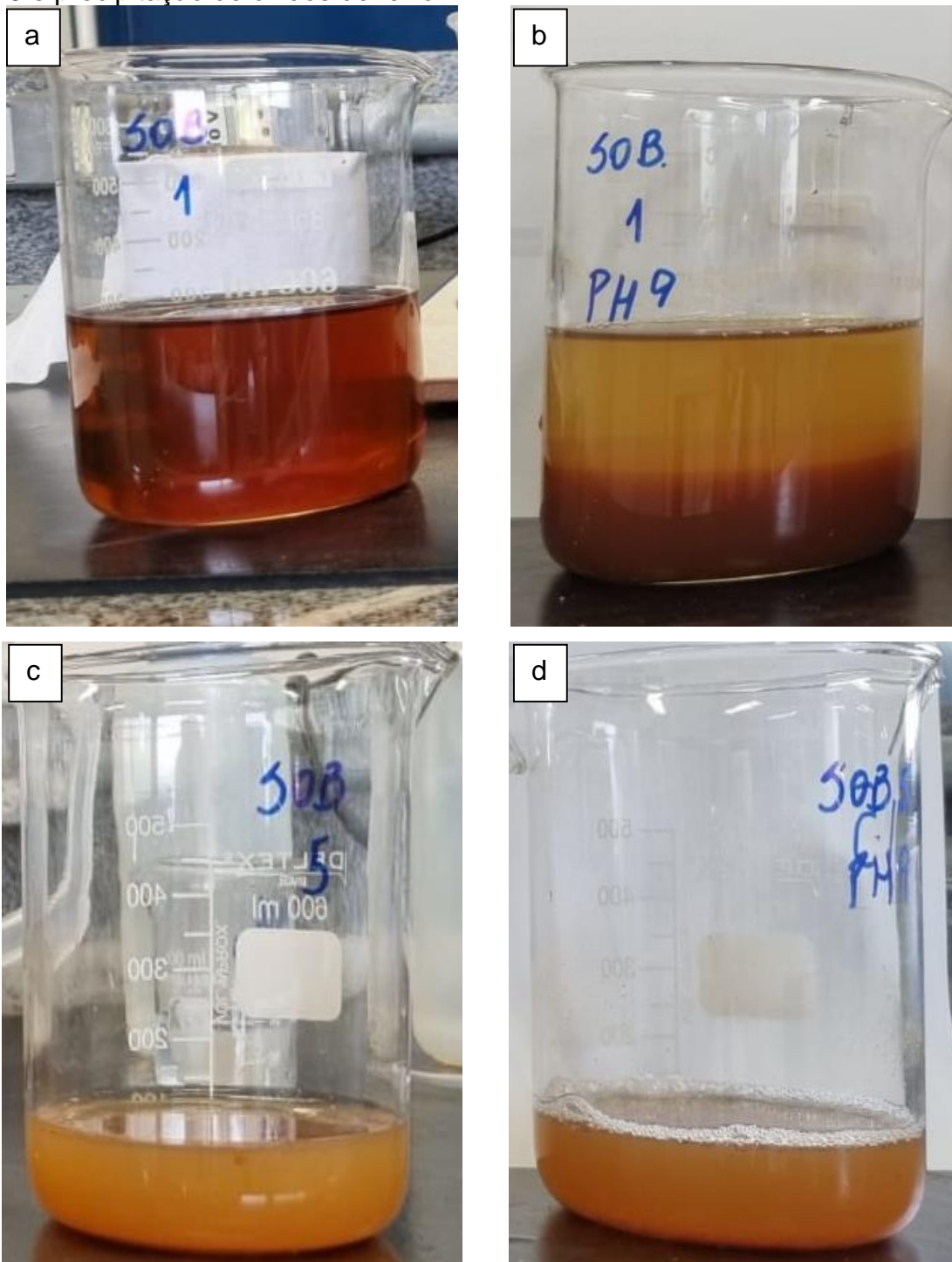
4.3.5 Resultados do sobrenadante e do lodo residual

Os resultados do sobrenadante e do lodo residual foram realizados com os tratamentos da coleta de 28/08/2022, na segunda etapa dos tratamentos. A Tabela 19 apresenta os valores dos parâmetros avaliados na caracterização do sobrenadante retirado do lodo, após os tratamentos. Ressalta-se que as análises se referem às frações sem o emprego da etapa de neutralização e também com o sobrenadante neutralizado com o pH 9, para garantir que a reação de Fenton seja encerrada e haja precipitação de hidróxidos de ferro (Figura 22).

Tabela 19 - Caracterização do sobrenadante pós tratamento da coleta de lodo de 28/08/2022.

Parâmetro	Unid.	Tratamento B3		Tratamento C1		Limites (CONAMA 430/11)
		1:5		1:1		
		Sobren.	Sobren. neutralizado	Sobren.	Sobren. neutralizado	
COT	mg/L	254	252	363	262	-
ST	mg/L	6.439	3.078	6347	5.060	-
SV	mg/L	3.816	1.818	3683	2.863	-
Ferro total	mg/L	383	270	335	216	15

Figura 22 – Foto dos Sobrenadantes dos retirados dos tratamentos da coleta de lodo de 28/08/2022. a) sobrenadante retirado do tratamento B3 com o pH em torno de 2, b) Sobrenadante do tratamento B3 após a neutralização com o pH9 e precipitação de óxidos de ferro, c) Sobrenadante retirado do tratamento C1 com o pH em torno de 2, d) Sobrenadante do tratamento C1 após a neutralização com o pH9 e precipitação de óxidos de ferro.



Com base nestes resultados, pode-se inferir que mesmo após os tratamentos ainda persistem compostos de natureza orgânica, afirmação essa reforçada pela concentração de carbono orgânico total e também pela relação

média de todos os sobrenadantes através dos resultados de SV/ST em torno de 58%, maior do que a do lodo bruto de 28%. E ainda a presença de ferro, que a Resolução CONAMA 430 limita em 15 mg/L e os valores encontrados não se enquadram para o lançamento de efluente.

Ainda, foram analisados nos sobrenadantes, antes da etapa de neutralização, o H₂O₂ residual e não foram constatadas a presença de H₂O₂ remanescente em nenhum dos tratamentos propostos, demonstrando que toda a quantidade de oxidante foi consumida, inclusive no tratamento B3, onde houve maior adição do reagente.

A Tabela 20 apresenta os valores dos parâmetros avaliados na caracterização do lodo residual, após os tratamentos.

Tabela 20 - Caracterização do lodo residual pós tratamento da coleta de lodo de 28/08/2022. .

Parâmetro	Unid.	Bruto	Lodo residual B3 1:5	Lodo residual C1 1:1
		28/08/22	28/08/22	28/08/22
COT	mg/L	2.838	716	733
ST	mg/L	24.970	16.194	17.887
SV	mg/L	6.970	2.242	2159
SV/ST	%	27	14	12
Ferro total	mg/L	10.929	7.435	10.150

Verifica-se uma redução de matéria orgânica do lodo de ETA bruto para o lodo residual, considerando o teor de COT. Apesar de se manter uma concentração de 716 mg/L (tratamento B3) e 733 mg/L (tratamento C1), isso representa uma remoção de 66% para os dois tratamentos. Nesta perspectiva, os dois tratamentos se confirmam eficientes. Importante ressaltar que um dos fatores limitantes para o uso do lodo de ETA na fabricação cerâmica são os altos teores de matéria orgânica, nesta condição que houve uma redução de 66%. Novos estudos poderão ser explorados para a aplicação do lodo residual em materiais cerâmicos.

Wolff (2008) pesquisou sobre o uso de lodo de ETA na produção de cerâmicas vermelha e concluiu que a matéria orgânica exerce um papel importante podendo causar trincas, além de causar defeitos no material. Porém, em pequenas quantidades, a matéria orgânica aumenta a plasticidade das argilas, facilita a moldagem e aumenta a resistência mecânica do produto seco. Concluiu também

que altos teores de ferro, fazem do uso do lodo como pigmento, proporcionando cor em argamassas, revestimentos e pastas utilizadas na construção civil.

A concentração de ferro ainda se mantém elevada no lodo residual. O estudo de Bağriaçık e Güner (2020) limitou em 10% de lodo de ETA que contém ferro, em mistura de solo argiloso, para utilização como material suporte de solo. Kamizela e Worwag (2020) tiveram com o resultado a alta recuperação de vários metais em tratamentos combinados, como exemplo o Fenton com a Biolixiviação.

Ainda, analisando o uso do lodo residual da ETA para a aplicação em solo, recuperação de área degradadas, produção de mudas e na agricultura pode-se basear na Resolução CONAMA 498/2020 que define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido produzidos a partir de lodos ETEs, estabelecendo parâmetros máximos permitidos de substâncias química (BRASIL, 2020). No entanto, por se tratar de tratamentos de lodo de ETA com o Fenton, ainda em investigação, não foi possível realizar uma abordagem comparativa em atendimentos aos limites estabelecidos na CONAMA 498/2020 devido não ter sido analisados os parâmetros citados, como arsênio, bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, mercúrio, molibdênio, níquel, selênio e zinco. Para uma análise sobre a aplicação seria necessário analisar o lodo de ETA após os tratamentos ou o lodo residual sedimentado para indicar a alternativa de utilização como biossólido.

Um estudo sobre o tratamento do lodo sanitário com tensoativo catiônico combinado com Fenton para melhorar o desempenho de desidratação obteve a redução do teor de água em 79% com as dosagens ótimas de Fe(II) 89 mg/g, H₂O₂ de 276 mg/g e dosagem tensoativo catiônico de 233 mg/g (HE *et al.*, 2020b).

Diversos autores que pesquisam lodos de ETA, como Achon, Barroso e Cordeiro (2013), Sabogal-Paz e Di Bernardo (2007) e Silveira *et al.* (2015) reportam que qualquer tratamento prévio do lodo, seja para reutilização ou disposição final em aterro, que possa contribuir para a separação das fases sólido-líquido, aumentar a concentração de sólidos e possibilitar a correta destinação, devem ser investigado.

5. CONCLUSÃO

O estudo mostrou que o lodo de ETA possui características com elevado potencial poluidor, devido à concentração de sólidos, matéria orgânica, ferro e microrganismos patogênicos. Quanto à quantificação do lodo gerado nos anos de 2020 e 2021, verificado por fórmulas empíricas e o comparativo com o modelo de regressão linear pelo balanço de massa, as equações empíricas apresentam valores superiores. O balanço de massa obteve a geração de 398 t/mês (2020) e 336 t/mês (2021) e a equação que apresentou os resultados mais próximos, foi o modelo proposto por Cornwell, com acúmulo de 791 t/mês (2020) e 678 t/mês (2021). Deste modo, estes dois métodos podem não configurar a melhor alternativa para a quantificação real de lodo e a verificação *in loco* poderá ser a melhor alternativa para dados mais precisos.

A condição experimental do tratamento B3 (1:5), com a adição de H₂O₂ em condições otimizadas para a promoção da reação de Fenton testadas nas etapas exploratória e confirmatória para a remoção de matéria orgânica possibilitou concluir que o processo Fenton é uma estratégia atrativa, visto que é possível obter remoções de carbono orgânico total em torno de 58% utilizando as concentrações de 33 mg/L de H₂O₂ em pH 3 e tempo de reação de 30 minutos. Nesta condição, a reação de Fenton atuou eficientemente através da verificação visual na sedimentabilidade do lodo, sendo clara a separação das fases líquida-sólida, o que não ocorreu no experimento C1 em que não houve o controle de pH inicial para 3.

Com relação à inativação de coliformes totais e *E. coli*, as opções de tratamentos nas concentrações de 3 mg/L de H₂O₂ em pH 3 e 21 mg/L em pH 7, foram eficientes para os todos os tratamentos empregados.

Para a caracterização do sobrenadante de forma isolada, não foi possível o enquadramento aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela legislação para nenhuma condição experimental, sugerindo a necessidade de outros tratamentos ou se possível avaliar um reuso que requeira um menor controle.

Já o lodo residual poderá ser melhor explorado para obtenção de alternativas de uso com um biossólido, no entanto novos parâmetros de metais precisam ser investigados, para que se possa enquadrá-lo de acordo com a legislação em vigor a Resolução CONAMA 498 (Brasil, 2020).

A escolha entre os tratamentos B3, B4 e C1 dependerá do tipo de aplicação ou reuso pretendido, bem como dos recursos financeiros disponíveis para o tratamento. Considerando que os tratamentos B3 e B4 carecem de um controle mais rígido de pH, estes podem demandar um maior aporte financeiro no tratamento devido ao uso de produtos para a acidificação e neutralização.

Em relação à sedimentabilidade do lodo, caso o principal objetivo seja separar as fases líquida-sólida para um tratamento posterior de cada fase isolada e com o intuito de melhorar a desidratação do lodo decantado, o tratamento B3 apresentou o melhor resultado, sendo nítida sua eficiência após os 30 minutos de sedimentação. No entanto, outros períodos de tempo não foram realizados na pesquisa e não se poderá confirmar se com maior tempo de decantação os demais tratamentos corresponderiam satisfatoriamente à separação de fases.

Desta forma, o grande diferencial do tratamento pesquisado com o lodo de ETA com altas concentrações de ferro e após as condições controladas, foi possível promover a reação de Fenton, gerando economia de recursos, como também a simplicidade operacional, reduzindo os impactos ambientais associados a este resíduo. Embora os resultados apresentados demonstrem a aplicabilidade do processo proposto, estudos de viabilidade técnico-econômica devem ser realizados considerando fatores como instalação, operação e destinação de excedentes.

6. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

1. Para um melhor acompanhamento da eficiência do tratamento recomenda-se analisar outros microrganismos patogênicos, como helmintos e protozoários.
2. Ampliar as análises dos parâmetros e ampliação de escala do tratamento.
3. Análise de custo de cada tratamento e definição de cada uso específico.
4. Sejam realizados estudos com a água de lavagem dos filtros e a aplicabilidade da reação de Fenton.

REFERÊNCIAS

- ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Leito de drenagem: Sistema natural para redução de volume de lodo de estação de tratamento de água. *Revista Engenharia Sanitária*, v.13, p.54-62, 2008.
- ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro. *Revista Engenharia Sanitária*, v.18, p. 115-122, 2013.
- ÁLVAREZ, M. A. et al. Removal of parabens from water by UV-driven advanced oxidation processes. *Chemical Engineering Journal*, v. 379, p. 122-334, January 2020.
- AMORIM, C. C. *Avaliação do uso de resíduo da indústria siderúrgica na decolorização de efluentes têxteis através de processos oxidativos avançados*. 2007. 98 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.
- AMORIM, C. C. *Utilização de resíduo do desempoeiramento do alto forno para tratamento de efluentes*. 2010. 192 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.
- ANDRADE, C. F.; SILVA, C. M.; OLIVEIRA, F. D. C. Gestão ambiental em saneamento: Uma revisão das alternativas para tratamento e disposição do lodo de ETA e seus impactos na qualidade das águas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 5., 2014, Belo Horizonte. *Anais...Belo Horizonte: IBEAS*, 2014. p. 1-11.
- ANDREOLI, C. V. *Aproveitamento do lodo gerado em estações de tratamento de água e esgotos sanitários, inclusive com a utilização de técnicas consorciadas com resíduos sólidos urbanos*. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB, 2001. 273 p. Relatório Técnico.
- ANGELIM, S. C. M.; SCALIZE, P. S; ANGELIM, R.R. Avaliação da qualidade da água bruta e caracterização do resíduo do decantador gerado na ETA Piracanjuba. ENCONTRO NACIONAL DE LODOS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA, 1, 2021, virtual. *Anais LETA 2021*. São Paulo: ITA, UNESP, USP, 2021. p. 10-14.
- APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23 ed., 2017.
- ARNOLD, S. M.; HICKEY, W. J.; HARRIS, R. F. Degradation of atrazine by Fenton's reagent: Condition optimization and product quantification. *Environmental Science and Technology*, v. 29, n. 8, p. 2083–2089, 1995.
- ASSIS, L. R. *Avaliação do impacto em corpos d'água devido ao lançamento de resíduos de uma estação de tratamento de água de Juiz de Fora – MG*. 2014. 61 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004/2004: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6457/2016: Amostras de solo - Preparação para ensaios de compactação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO PRÓ-GESTÃO DAS ÁGUAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL. *Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul*. Rio de Janeiro, 2021.

BAGRIACIK, B.; GÜNER, E. D. An experimental investigation of reinforcement thickness of improved clay soil with drinking water treatment sludge as an additive. *Geotechnical Engineering*, v. 24, n. 12, p. 3619-3627, September 2020.

BARAKWAN, R.; TRIHADININGRUM, Y.; BAGASTYO, A. Characterization of alum sludge from surabaya water treatment plant, Indonesia. *Journal of Ecological Engineering*, v. 20, n. 5, p. 7–13, May 2019.

BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Estudo de caso - ETA São Carlos (São Paulo/Brasil) produção de sólidos em ETAs. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28., 2002, Cancún. *Anais...* Cancún, 2002.

BATISTA, I. F. et al. Potencial contribuição do lodo da estação de tratamento de água (ETA) para a poluição de rios. *Scientia Plena*, v. 17, n. 10, October 2021.

BOTTREL, S. E. C. *Avaliação da remoção da etilenotiouréia (etu) e 1,2,4-triazol através de processos oxidativos avançados e adsorção*. 2012. 111 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

BRASIL, Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, 2011.

BRASIL. Lei 12.305, de 2 de agosto de 2010, institui a política nacional de resíduos sólidos. Diário Oficial da União, n. 147, 2010.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, DF, jan. 1997.

BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente. Brasília, DF, fev. 1998.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS nº 888, de 04 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial [da] União: n. 85, 2021.

BRASIL. Resolução n. 237, de 19 de dezembro de 1997. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, 1997.

BRASIL. Resolução n. 498, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, 2020.

BOER, S. et al. Benchmarking tertiary water treatments for the removal of micropollutants and pathogens based on operational and sustainability criteria. *Journal of Water Process Engineering*, v. 46, p. 102587, April 2022.

BUSELATTO, D. M. et al. Incorporação de lodo de estação de tratamento de água (ETA) como agregado miúdo em concretos: avaliação das propriedades físico-mecânicas. *Revista Materia*, v. 23, n. 3, 2018.

CABRAL, V. A. L.; BASTOS, R. K. X. Tratamento (beneficiamento) e caracterização de lodo de ETA para uso em cerâmica. ENCONTRO NACIONAL DE LODOS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA, 1, 2021, virtual. *Anais LETA 2021*. São Paulo: ITA, UNESP, USP, 2021. p. 104-107.

CABRERA-REINA, A. et al. Comparison of different detoxification pilot plants for the treatment of industrial wastewater by solar photo-Fenton: Are raceway pond reactors a feasible option? *Science of the Total Environment*, v. 648, p. 601–608, January 2019.

CARISSIMI, E.; ROSA, E. Tratamento de chorume por processos oxidativos avançados. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE TECNOLOGIAS PARA O MEIO AMBIENTE, 3., 2012, Rio Grande do Sul. *Anais...* Rio Grande do Sul: Bento Gonçalves, 2012.

CHAKMA, S.; DAS, L.; MOHOLKAR, V. S. Dye decolorization with hybrid advanced oxidation processes comprising sonolysis/ Fenton-like/ photo-ferrioxalate systems: A mechanistic investigation. *Separation and Purification Technology*, v. 156, p. 596-607, 2015.

CHENG, W. N. et al. Biorefining waste sludge from water and sewage treatment plants into eco-construction material. *Frontiers in Energy Research*, v. 7, p. 1–9, March 2019.

CONDE, J. J. et al. Improving the sustainability of heterogeneous Fenton-based methods for micropollutant abatement by electrochemical coupling. *Journal of Environmental Management*, v. 332, p. 117308, April 2023.

COPAM/CERH-MG. Deliberação normativa conjunta COPAM/CERH-MG nº 8, de 21 de novembro de 2022. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Minas Gerais, MG, nov. 2022.

CORDEIRO, J.S. o Problema dos Lodos Gerados nos Decantadores em Estações de Tratamento de Água. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1993.

CORNWELL, D. A. (1987). Handbook of practice water treatment plant waste management. American Water Works Association Research Foundation, Denver, 431p. 1 ed., Virginia.

- COSIN, S. V. F. J. K.; DE SOUZA SANTOS, P.; VALENZUELA-DÍAZ, F. R. Estudo e caracterização de lodo de Estação de Tratamento de Água visando sua utilização na produção de materiais cerâmicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2004, Santa Catarina. *Anais...* Santa Catarina: Florianópolis, 2004.
- COSTA, T. C. et al. Industrial steel waste as an iron source to promote heterogeneous and homogeneous oxidation/reduction reactions. *Journal of Cleaner Production*, v. 211, p. 804–817, February 2019.
- DE OLIVEIRA, A. L.; OLIVEIRA, N. F. Flotação por ar dissolvido aplicada no tratamento de efluente de leitos de drenagem. *Revista DAE*, v. 67, n. 218, p. 49–64, 2019.
- DEWIL, R. et al. New perspectives for Advanced Oxidation Processes. *Journal of Environmental Management*, v. 195, p. 93–99, June 2017.
- DHIMAN, P. et al. Solar active nano-Zn_{1-x}Mg_xFe₂O₄ as a magnetically separable sustainable photocatalyst for degradation of sulfadiazine antibiotic. *Journal of Molecular Liquids*, v. 290, p. 111574, November 2019.
- DI BERNARDO, L. *Tratamento de Água para abastecimento por filtração direta*. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB, 2003. 491 p. Relatório Técnico.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D.; VOLTAN, P. E. N. *Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em Estações de Tratamento de Água*. 1ª Edição. São Carlos: Editora LDiBe, 2011. 454 p.
- DINÇER, A. R. et al. Treatment of organic peroxide containing wastewater and water recovery by Fenton-adsorption and Fenton-nanofiltration processes. *Journal of Environmental Management*, v. 299, p. 113557, December 2021.
- DURÁN, S. C. A. *Uso do residuo de mineração de ferro em processo Foto-Fenton heterogeneo para a degradação de sulfonamidas*. 2016. 103 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2016.
- DUTRA, M. DA S. *Reaproveitamento e disposição final dos resíduos produzidos nas Estações de Tratamento de Água na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul*. 2022. 97 f. Dissertação (Mestrado em Ambiente Construído) – Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2022.
- FÉLIX, 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. Separata de: VOIGT, C. L. (Organizadora). *Impactos das Tecnologias na Engenharia Química* 3. Paraná: Atena Editora, 2019. P. 157-172.
- FENTON, H. J. H. Oxidation of Tartatic Acid in Presence of Iron. *Journal of the Chemical Society, Transactions*, v. 65, p. 899–910, 1894.
- FERRANTI, E. M. *Desidratação de Lodos de Estação de Tratamento de Água*. 2005. 116 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

GERVASONI, R. *Caracterização e avaliação do potencial de destinação do lodo de Estações de Tratamento de água no estado do Paraná*. 2014. 144 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Industrial) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba 2014.

GODOY, L. G. G. et al. Valorization of water treatment sludge waste by application as supplementary cementitious material. *Construction and Building Materials*, v. 223, p. 939–950, October 2019.

GONÇALVES, F. et al. Incremento de lodo de eta em barreiras impermeabilizantes de aterro sanitário. *Revista DAE*, v. 65, p. 5-14, Fevereiro 2016.

GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, J. et al. Exploiting the Potential of Supported Magnetic Nanomaterials as Fenton-Like Catalysts for Environmental Applications. *Nanomaterials*, v. 11, n. 11, p. 2902, October 2021.

GÓRKA, J.; CIMOCHOWICZ-RYBICKA, M. Possible Co-fermentation of Water and Sewage Sludge. In: E3S WEB OF CONFERENCES, 2017. *Annals...* EDP Sciences, 2017.

GUERRA, R. C. *Caracterização e Biodegradação De Lodo De Estações De Tratamento De Água para descarte em Aterro Sanitário*. 2005. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro 2005.

GUIMARÃES, N. C. *Recuperação de Coagulante a partir da Acidificação de Resíduos Gerados na Estação de Tratamento de Água do Rio Manso*. 2005. 141 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte 2005.

HE, D. Q. et al. Degradation of benzoic acid in an advanced oxidation process: The effects of reducing agents. *Journal of Hazardous Materials*, v. 382, p. 121090, January 2020a.

HE, D. Q. et al. Optimizing sludge dewatering with a combined conditioner of Fenton's reagent and cationic surfactant. *Journal of Environmental Sciences*, v. 88, p. 21–30, February 2020b.

IBGE. *Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA)*. 2017. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1364#resultado>>. Acesso em: 15 set. 2022.

INOCENTE, I. D. S. *Quantificação teórica do lodo gerado em estação de tratamento de água (ETA) do Sul Catarinense*. 2018. 63 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Química) – Universidade do Sul de Santa Catarina, Tubarão 2018.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSÔA, Constantino Arruda. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 7. ed. Rio de Janeiro: Editora Abes, 2014.

KAMIZELA, T.; WORWAG, M. Processing of Water Treatment Sludge by Bioleaching. *Energies*, v. 13, n. 24, p. 6539, December 2020.

KATAYAMA, V. T. et al. Quantificação da produção de lodo de estações de tratamento de água de ciclo completo : uma análise crítica. *Eng Sanit Ambient*, v. 20, p. 559–569, 2015.

KHEDHER, M. et al. The potential reuse of drinking water treatment sludge for organics removal and disinfection by-products formation control. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 10, n. 3, p. 108001, June 2022.

KIZINIEVIČ, O.; KIZINIEVIČ, K. Utilisation of drinking water treatment sludge for the manufacturing of ceramic products. IOP CONFERENCE SERIES: MATERIALS SCIENCE AND ENGINEERING, 2017. *Annals (Paper)*. 2017.

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

LI, M. et al. Inactivation and risk control of pathogenic microorganisms in municipal sludge treatment: A review. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, v. 16, n. 6, p. 70, June 2022.

LIMA, U.T. et al. Destinações ambientalmente adequadas do resíduo gerado no processo de tratamento de água convencional. *Brazilian Journal of Development*, v. 7, n.3, p. 24041-24057, 2021.

LIU, Y. et al. Utilization of drinking water treatment sludge in concrete paving blocks: Microstructural analysis, durability and leaching properties. *Journal of Environmental Management*, v. 262, p. 110352, May 2020.

MARTINS, A. L. *Estudo do processo Fenton-like Heterogêneo utilizando resíduo do beneficiamento do ferro como catalisador na degradação do Mercaptobenzotiazol (MBT)*. 2017. 149 f. Tese (Doutorado em Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

MATTOS, I. L. et al. Peróxido de Hidrogênio: Importância e Determinação. *Quimica Nova*, v. 26, n. 3, p. 373–380, 2003.

MENEZES, A. C. L. S. M. et al. Caracterização da água de lavagem de estação de tratamento de água, com vistas ao reúso. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, p. 191–196, 2005.

MORAES, S. C. G. *Avaliação do Tratamento de Efluentes de uma unidade de Refino de petróleo por processo oxidativo avançado utilizando redes neurais artificiais*. 2012. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Faculdade de Engenharia, Universidade Federal do Pernambuco, Recife 2012.

MORAVIA, W. G. *Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas*. 2010. 262 f. Tese (Doutorado em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte 2010.

MORESCO, M. A. et al. Aplicação de carepa de aço para degradação de 2,4-dinitrofenol por meio de sistema de oxidação avançada do tipo Fenton. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 26, n. 2, p. 201–210, Abril 2021.

MORSELLI, L. B. G. A. et al. Lodo de estação de tratamento de água: possibilidade de aplicação no solo. *Scientia Plena*, v. 18, n. 5, p. 1–11, Junho 2022.

NASCIMENTO, G.E. et al. Photo-Assisted Degradation, Toxicological Assessment, and Modeling Using Artificial Neural Networks of Reactive Gray BF-2R Dye. *Water Air Soil Pollut*, 2018.

NGUYEN, M. D. et al. Beneficial reuse of water treatment sludge in the context of circular economy. *Environmental Technology & Innovation*, v. 28, p. 102651, November 2022.

NOGUEIRA, R. F. P. et al. Fundamentals and environmental applications of Fenton and photo-Fenton processes. *Quimica Nova*, v. 30, n. 2, p. 400–408, 2007.

NUNES, W. B.; DANTAS, R. F.; FAGNANI, E. Ferroun in dyes degradation by Fenton-like process: a chemical waste recycling perspective. *Water Science and Technology*, v. 84, n. 5, p. 1217–1227, September 2021.

OGLIO, D. I. C. *Estudo do processo híbrido Eletro-Fenton na melhoria da eficiência da remoção de poluentes em efluente de cervejaria*. 2019. 132 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Engenharias e Ciências Exatas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2019.

OLIVEIRA, L. C. A.; FABRIS, J. D.; PEREIRA, M. C. Óxidos de ferro e suas aplicações em processos catalíticos: Uma revisão. *Quimica Nova*, v. 36, n. 1, p. 123–130, 2013.

PAZ, A. et al. Biological treatment of model dyes and textile wastewaters. *Chemosphere*, v. 181, p. 168–177, 2017.

PEDRETTI, A.; MEDEIROS, R.C. Avaliação do potencial de coagulante recuperado de lodo de estação de tratamento de água para uso em águas de baixa e elevada turbidez. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 27, n. 6, Dezembro 2022.

PEREIRA, R. D. O. et al. Poluição e qualidade das águas. Rio de Janeiro: LTC Editora, 2021. Separata de: SANTOS, A. S. P.; OHNUMA JR, A. *Engenharia e Meio Ambiente - Aspectos conceituais e práticos*. Rio de Janeiro, 2021. p. 83.

PEREIRA, T. M.; GOMES, M. H. R.; PEREIRA, R. O. Estimativa Final da Produção de Lodo em Estação de Tratamento de Água: Estudo de Caso. In: XI SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 2012, João Pessoa. *Anais*. João Pessoa, Paraíba, 2012.

PÉREZ, M. et al. Fenton and photo-Fenton oxidation of textile effluents. *Water Research*, v. 36, n. 11, p. 2703–2710, 2002.

PESSOA JUNIOR, W. A. G. et al. Application of water treatment sludge as a low-cost and eco-friendly catalyst in the biodiesel production via fatty acids esterification : Process optimization. *Energy*, v. 213, p. 118824, December 2020.

PHAM, P. N. et al. Properties of mortar incorporating untreated and treated drinking water treatment sludge. *Construction and Building Materials*, v. 280, p. 122558, April 2021.

PIGNATELLO, J. J.; OLIVEROS, E.; MACKAY, A. Advanced oxidation processes for organic contaminant destruction based on the Fenton reaction and Related Chemistry. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 36, n. 1, p. 1–84, January 2006.

PICCOLO, M.A.M., Correlação entre sólidos em suspensão, cor e turbidez para água captada no Rio Jucu – ES. 20º Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – Anais – Rio de Janeiro. RJ, 1999.

POSSER, Y. M. *Degradação da cafeína através dos processos oxidativos avançados Fenton e Foto-Fenton*. 2016. 66 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre 2016.

RANKOVIĆ, B. et al. Possibility of using ionizing radiation treated sludge from drinking water treatment plant as fertilizer in agriculture: Effects of aging. *Applied Radiation and Isotopes*, v. 192, p. 110602, February 2023.

REALI, M. A. P. *Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água*. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB, 1999. 233 p. Relatório Técnico.

RIBEIRO, F. L. DE M. *Quantificação e caracterização química dos resíduos da ETA de Itabirito-MG*. 2007. 133 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto 2007.

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

ROCHA, D. N. et al. Utilização do lodo da estação de tratamento de água na produção de mudas de eucalipto. *Revista Agrogeoambiental*, v. 7, n. 3, p. 11–20, 2015.

ROCHA, J. A.; LICODIEDOFF, S.; RIELLA, H. G. Tratamento de um efluente modelo têxtil via reação de Fenton. *Revista Holos*, v. 4, p. 25–35, 2016.

RODRIGUES, R. A. Avaliação do reaproveitamento do lodo de ETA na indústria cerâmica vermelha. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CERÂMICA, 2011, Porto de Galinhas, PE. *Anais...* Porto de Galinhas, PE, 2011.

RODRÍGUEZ-CHUECA, J. et al. Factorial experimental design applied to *Escherichia coli* disinfection by Fenton and photo-Fenton processes. *Solar Energy*, v. 86, n. 11, p. 3260–3267, 2012.

ROQUE A., MONTALVAN, E.L.T.; BOSCOV, M.E.G. caracterização mineralógica, química e geotécnica do lodo da estação de tratamento de água Taiaçupeba. *Geotecnia*, v. 151, p. 33-52, 2021.

SABOGAL-PAZ, L. P.; DI BERNARDO, L. Seleção de tecnologias de tratamento de água em função do tratamento, aproveitamento e disposição dos resíduos gerados nas ETAs. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, v. 1, 2007.

SANTANA, R. M. D. R. *Tratamento de corantes têxteis através de processos Fenton: desempenho catalítico de reações homogêneas e heterogêneas, cinética de degradação e ensaios ecotoxicológicos*. 2020. 121 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife 2020.

SANTOS, G. Z. B. et al. Synthesis of water treatment sludge ash-based geopolymers in an Amazonian context. *Journal of Environmental Management*, v. 249, p. 109328, 2019.

SARMENTO, A. P. *Uso do processo Fenton Modificado para a degradação de compostos orgânicos*. 2013. 132 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa 2013.

SARON, A.; LEITE V. M. B. *Quantificação de lodo em estação de tratamento de água*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001, João Pessoa. *Anais...* João Pessoa: Paraíba, 2001.

SCHUROFF, P. A. et al. Caracterização fenotípica e genotípica de *Escherichia coli*, potencialmente patogênicas oriundas de estação de tratamento de água. *Arq. Ciênc. Saúde*, v. 21, n. 3, p. 93–98, 2014.

SENA, H. C. *Recebimento de lodo de ETA em ETE por lodo ativado operando com mídia plástica no tanque de aeração*. 2011. 401 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

SILVA, R. P. T. DA et al. Avaliação do processo Fenton utilizando um resíduo como fonte alternativa de ferro para remoção de azul de metileno em meio aquoso. *Revista Matéria*, v. 26, n. 3, 2021.

SILVA, R. P. T. *Estudo do uso do lodo de estação de tratamento de água na reação de Fenton*. 2020. 136 f. Dissertação (Mestrado em Ambiente Construído) – Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora 2020.

SILVEIRA, C. et al. Desaguamento do lodo de estações de tratamento de água por leito de drenagem/secagem. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 20, n. 2, p. 297–306, 2015.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto de 2021. Brasília, DF, mai. 2022.

TABONI JUNIOR, L. R. et al. Estimativa de geração final de lodo em uma estação de tratamento de água: Estudo de caso na ETA de Maringá. In: CONGRESSO SUL AMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E SUSTENTABILIDADE, 2019, PARANÁ. *Anais...* Paraná: Foz do Iguaçu, 2019.

TEIXEIRA, E. C.; SENHORELO, A. P. Avaliação de correlação entre turbidez e concentração de sólidos suspensos em bacias hidrográficas com uso e ocupação diferenciada. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Porto Alegre. *Anais...* São Paulo: AIDIS - Associação Interamericana de Engenharia Sanitária, 2000. p. 1-5.

THOMAS, N.; DIONYSIOU, D. D.; PILLAI, S. C. Heterogeneous Fenton catalysts: A review of recent advances. *Journal of Hazardous Materials*, v. 404, p. 124082, 2021.

TONG, M. et al. Magnetic Fe₃O₄-deposited flower-like MoS₂ nanocomposites for the Fenton-like *Escherichia coli* disinfection and diclofenac degradation. *Journal of Hazardous Materials*, v. 385, p. 121604, March 2020.

VON SPERLING, Marcos. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lodos Ativados*. 3 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2012.

WAGNER, L. F.; WIECHETECH, G. K.; SZÉLIGA, M. R. Avaliação de estação de tratamento de esgoto com reator anaeróbio recebendo lodo de estação de tratamento de água Actiflo®. *Engenharia Ambiental e Sanitária*, v. 24, p. 709–717, 2019.

WOLFF, E. *O uso do lodo de estação de tratamento de água e resíduos da indústria de celulose (dregs, grits e lama de cal) na produção de cerâmica vermelha*. 2008. 188 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte 2008.

XAVIER, S. et al. Comparison of homogeneous and heterogeneous Fenton processes for the removal of reactive dye Magenta MB from aqueous solution. *Desalination and Water Treatment*, v. 53, n. 1, p. 109–118, January 2015.

XU, H. et al. Dewatering of drinking water treatment sludge using the Fenton-like process induced by electro-osmosis. *Chemical Engineering Journal*, v. 293, p. 207–215, June 2016.

YU, W. et al. Roles of iron species and pH optimization on sewage sludge conditioning with Fenton's reagent and lime. *Water Research*, v. 95, p. 124–133, 2016.

ZHANG, B. et al. Quantitative investigation into the enhancing utilization efficiency of H₂O₂ catalyzed by FeOCl under visible light. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, v. 386, p. 112072, 2020.

ZHANG, M. H. et al. A review on Fenton process for organic wastewater treatment based on optimization perspective. *Science of the Total Environment*, v. 670, p. 110–121, 2019.