

Universidade Federal do Triângulo Mineiro

Bárbara Cristina Lemos Lucas

Recuperação ácida de íons Al^{3+} de lodo residual de Estação de Tratamento de Água: avaliação do potencial de reuso do coagulante

Uberaba

2023

Bárbara Cristina Lemos Lucas

Recuperação ácida de íons Al^{3+} de lodo residual de Estação de Tratamento de Água: avaliação do potencial de reuso do coagulante

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal do Triângulo Mineiro como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Dra. Carla Eloísa Diniz dos Santos

Co-orientador: Dr. Vinícius Carvalho Rocha

Uberaba
2023

**Catálogo na fonte: Biblioteca da Universidade Federal do
Triângulo Mineiro**

L966r Lucas, Bárbara Cristina Lemos
Recuperação ácida de íons Al^{3+} de lodo residual de Estação de
Tratamento de Água: avaliação do potencial de reuso do coagulante /
Bárbara Cristina Lemos Lucas. -- 2023.
78 p. : il., graf., tab.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) --
Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, MG, 2023
Orientadora: Profa. Dra. Carla Eloisa Diniz dos Santos
Coorientador: Prof. Dr. Vinícius Carvalho Rocha

1. Lodo. 2. Remoção. 3. Eficiência. 4. Coagulantes. I. Santos, Carla
Eloisa Diniz dos. II. Universidade Federal do Triângulo Mineiro. III. Título.

CDU 628

BÁRBARA CRISTINA LEMOS LUCAS

RECUPERAÇÃO ÁCIDA DE ÍONS Al^{3+} DE LODO RESIDUAL DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA: AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REÚSO DO COAGULANTE

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, para obtenção do título de mestre.

Uberaba, 27 de outubro de 2023.

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Carla Eloisa Diniz dos Santos
Orientadora - UFTM

Prof. Dr. Vinicius Carvalho Rocha
Coorientador - UFTM

Prof. Dr. Rodrigo Soares Garcia da Silva
Membro Titular - UFTM

Profa. Dra. Bárbara Luíza Souza Freitas
Membro Titular - USP



Documento assinado eletronicamente por CARLA ELOISA DINIZ DOS SANTOS, Professor do Magistério Superior, em 27/10/2023, às 16:26, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#) e no art. 34 da [Portaria Reitoria/UFTM nº 165, de 16 de junho de 2023](#).



Documento assinado eletronicamente por RODRIGO SOARES GARCIA DA SILVA, Professor do Magistério Superior, em 27/10/2023, às 16:27, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#) e no art. 34 da [Portaria Reitoria/UFTM nº 165, de 16 de junho de 2023](#).



Documento assinado eletronicamente por Bárbara Luíza Souza Freitas, Usuário Externo, em 30/10/2023, às 07:40, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#) e no art. 34 da [Portaria Reitoria/UFTM nº 165, de 16 de junho de 2023](#).

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, razão de tudo e que a cada momento esteve auxiliando meus passos.

Aos meus pais, a minha irmã e irmãos, e ao meu esposo pelo amor incondicional, apoio e incentivos ao longo da minha trajetória.

Agradeço a minha querida orientadora Dra. Carla Eloísa Diniz dos Santos, pela oportunidade, apoio, dedicação e orientação, fatores que foram imprescindíveis para realização deste trabalho, agradeço também ao co-orientador Dr. Vinícius Carvalho Rocha por todo apoio e orientação.

Agradeço aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, por me proporcionarem novos conhecimentos e experiências.

Por fim, agradeço a todos aqueles que de forma direta ou indiretamente contribuíram para conclusão desta etapa.

RESUMO

O tratamento de água é crucial para a preservação da saúde pública. Durante esse processo, surgem resíduos conhecidos como lodo residual, cujo manejo e disposição representam desafios que exigem soluções eficazes. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi recuperar os íons Al^{3+} do lodo residual proveniente da decantação de uma Estação de Tratamento de Água (ETA) por meio do processo de acidificação. A finalidade é explorar a viabilidade desses íons recuperados como coagulante na água bruta. Caracterizou-se o material por meio de análises granulométricas (ABNT NBR 7181/1984, 6502/95, 6508/1984 e 5734/1980) e químicas por espectrometria de Fluorescência de Raios-X (FRX). Foram preparadas extrações com 100 g lodo/L água destilada e posteriormente avaliou-se a eficiência da recuperação dos metais no sobrenadante da solução de lodo seco foram testadas realizando análises de jarrest com o coagulante recuperado em água bruta. Determinou-se então a massa específica nas análises granulométricas que apresentou resultado de $2,445 \text{ g.cm}^3$ de acordo com as resoluções da NBR 6508/1984. Já referente a classificação do lodo residual conforme a NBR 6502/1995 classificou-se após as análises como sendo um solo de 9% argila, 46% silte, 46% areia e 0% pedregulho, podendo ser classificado como pouco uniforme, além de identificar que a amostra é mal graduada pois apresenta muitos estados vazios em suas partículas. Durante as análises de caracterização pela metodologia de Florescências de Raio-X (FRX), foram possíveis obter os seguintes resultados do lodo residual bruto 6,77% de Alumínio, 31,78% de Óxido de Alumínio, 3,50% de Ferro e 16,44% de Óxido de Ferro além de vários outros elementos, óxidos e matéria orgânica. Em seguida realizou-se testes em jarrest para criação de diagramas de coagulação, onde utilizou-se caulinita e ácido húmico para elaboração de água bruta artificial, posteriormente realizou a aplicação de coagulante recuperado (pH 7, dosagens variáveis de 5 à 25 mg.L^{-1}) na água bruta in natura onde houve remoção de 99,5% da turbidez e 100% da cor. Com isso concluímos que o lodo residual apresenta características granulométricas de um solo silte-areno-argiloso de acordo com resultados obtidos durante as análises. Além de identificar por meio das análises de FRX que o lodo em estudo apresenta porcentagens de alumínio e ferro consideráveis, as quais foram possíveis extrair por meio de acidificação e constituir um novo coagulante o qual demonstrou uma eficiência superior a 99% para remoção de cor e turbidez.

Palavras-chave: lodo; remoção; eficiência; coagulante.

ABSTRACT

Water treatment is crucial for preserving public health. During this process, waste known as residual sludge arises, the management and disposal of which represent challenges that require effective solutions. In this context, the aim of this work was to recover Al^{3+} ions from the residual sludge coming from the decantation of a Water Treatment Plant (WTP) by means of the acidification process. The aim is to explore the viability of these recovered ions as a coagulant in raw water. The material was characterized using granulometric analysis (ABNT NBR 7181/1984, 6502/95, 6508/1984 and 5734/1980) and chemical analysis using X-ray fluorescence spectrometry (XRF). Extractions were prepared with 100 g sludge/L distilled water and then the efficiency of metal recovery in the supernatant of the dried sludge solution was tested by performing jarrest analysis with the recovered coagulant in raw water. The specific mass was then determined in the granulometric analysis, which showed a result of 2.445 g.cm^3 in accordance with the resolutions of NBR 6508/1984. Regarding the classification of the residual sludge according to NBR 6502/1995, after analysis it was classified as a soil with 9% clay, 46% silt, 46% sand and 0% pebble, which can be classified as not very uniform, in addition to identifying that the sample is poorly graded because it has many empty states in its particles. During the characterization analyses using the X-ray Florescence (XRF) methodology, it was possible to obtain the following results for the raw sewage sludge: 6.77% Aluminium, 31.78% Aluminium Oxide, 3.50% Iron and 16.44% Iron Oxide, in addition to various other elements, oxides and organic matter. Next, jarrest tests were carried out to create coagulation diagrams, where kaolinite and humic acid were used to make artificial raw water, after which the recovered coagulant was applied (pH 7, variable dosages from 5 to 25 mg.L⁻¹) to the raw water in natura, where 99.5% of the turbidity and 100% of the color was removed. We therefore concluded that the residual sludge has the granulometric characteristics of a silt-sandy-clay soil, according to the results obtained during the analysis. In addition to identifying through XRF analysis that the sludge under study has considerable percentages of aluminum and iron, which we were able to extract through acidification and constitute a new coagulant which showed an efficiency of over 99% for removing color and turbidity.

Keywords: sludge; removal; efficiency; coagulant.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Metodologia de Tratamento Convencional empregada da ETA do Triângulo Sul .	18
Figura 2 - Diagrama dos mecanismos de coagulação para o alumínio	21
Figura 3 - Fluxograma de etapas.	27
Figura 4 - Local de coleta do lodo residual e registros fotográficos da amostragem.	29
Figura 5 - Processo de desidratação do lodo residual.....	30
Figura 6 - Etapas para ajuste de espessura dos grânulos	30
Figura 7 - Área de Preservação Ambiental do Rio Uberaba	38
Figura 8 - Curva de calibração do densímetro.....	42
Figura 9 - Granulometria da amostra de lodo residual	43
Figura 10 - Compostos identificados na análise de FRX.	45
Figura 11 - Óxidos identificados na análise de FRX (Normalizados).....	45
Figura 12 - Processos de homogeneização da solução de lodo seco com pH controlado e decantação.	47
Figura 13 - Diagrama de coagulação analisando-se o parâmetro de turbidez	49
Figura 14 - Diagrama de coagulação analisando-se o parâmetro de Cor.	50
Figura 15 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 0,5 cm.min-1 considerando água bruta com turbidez inicial de 300 NTU e cor inicial de 25 uC.....	52
Figura 16 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 0,7 cm.min-1 considerando água bruta com turbidez inicial de 300 NTU e cor inicial de 25 uC.....	53
Figura 17 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 1,4 cm.min-1 considerando água bruta com turbidez inicial de 300 NTU e cor inicial de 25 uC.....	54
Figura 18 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 3,0 cm.min-1 considerando água bruta com turbidez inicial de 300 NTU e cor inicial de 25 uC.....	55
Figura 19 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 0,5 cm.min-1 considerando água bruta com turbidez inicial de 130 NTU e cor inicial de 60 uC.....	56
Figura 20 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 0,7 cm.min-1 considerando água bruta com turbidez inicial de 130 NTU e cor inicial de 60 uC.....	57
Figura 21 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 1,4 cm.min-1 considerando água bruta com turbidez inicial de 130 NTU e cor inicial de 60 uC.....	57
Figura 22 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 3,0 cm.min-1 considerando água bruta com turbidez inicial de 130 NTU e cor inicial de 60 uC.....	58
Figura 23 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 0,5 cm.min-1	

considerando água bruta com turbidez inicial de 50 NTU e cor inicial de 40 uC.....	59
Figura 24 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 0,7 cm.min-1 considerando água bruta com turbidez inicial de 50 NTU e cor inicial de 40 uC.....	60
Figura 25 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 1,4 cm.min-1 considerando água bruta com turbidez inicial de 50 NTU e cor inicial de 40 uC.....	60
Figura 26 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 3,0 cm.min-1 considerando água bruta com turbidez inicial de 50 NTU e cor inicial de 40 uC.....	61
Figura 27 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 0,5 cm.min-1 considerando água bruta real com turbidez inicial de 460 NTU \pm 0,67 e cor inicial de 226 \pm 4,22 uC.	63
Figura 28 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 0,7 cm.min-1 considerando água bruta real com turbidez inicial de 460 NTU \pm 0,67 e cor inicial de 226 \pm 4,22 uC.	64
Figura 29 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 1,4 cm.min-1 considerando água bruta real com turbidez inicial de 460 NTU \pm 0,67 e cor inicial de 226 \pm 4,22 uC.	64
Figura 30 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 3,0 cm.min-1 considerando água bruta real com turbidez inicial de 460 NTU \pm 0,67 e cor inicial de 226 \pm 4,22 uC.	65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Água produzida no Brasil de acordo com as macroregiões	14
Tabela 2 - Documentos legais que regulam a operação de ETAs e o manejo do lodo residual	16
Tabela 3 - Normativas que regulam a operação de ETAs e o manejo do lodo residual.....	16
Tabela 4 - Alternativas economicamente e ambientalmente viáveis para destinação/tratamento de lodo residual de ETA.	22
Tabela 5 - Reações químicas durante o processo de acidificação	25
Tabela 6 - Massas aproximadas de caulinita e ácido húmico usadas para o preparo da água bruta sintética.....	33
Tabela 7 - Análises químicas realizadas neste trabalho.	36
Tabela 8 - Dimensões dos flocoadores das ETA's.....	38
Tabela 9 - Dimensões dos decantadores das ETA's.....	39
Tabela 10 - Resultados do peneiramento para análise de classificação do solo.....	40
Tabela 11 - Determinação de massa específica da amostra e detalhamento dos resultados das análises granulométricas. Dados: $P_{seco} = 70g$, $\rho_s = 2,44 g.cm^{-3}$, $\rho_w = 1$; % que passa na peneira de 2 mm (N) = 100.....	41
Tabela 12 - Dados para curva de calibração densímetro.	42
Tabela 13 - Caracterização do lodo bruto (espessura 2mm).	44
Tabela 14 - Concentrações de turbidez e cor observadas nas três formulações de água bruta sintética.....	51
Tabela 15 – Resultados de análises físico-químicas da água pós-decantação com a utilização de coagulante recuperado	67

LISTA DE SIGLAS

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia Estatística
SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
ABNT– Associação Brasileira de Normas Técnicas
ETA – Estação de Tratamento de Água
UTR – Unidade de Tratamento de Resíduos
EDX – Dispersão de Energia
LQ – Limite de Detecção
VMP – Valor Máximo Permitido
SAA – Sistema de Abastecimento de Água
GM/MS - Ministério da Saúde Gabinete do Ministro
NBR – Norma Brasileira
COPAM - Conselho Estadual de Política Ambiental
CERH - Conselho Estadual de Recursos Hídricos
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
UV – Ultravioleta
COT – Carbono Orgânico Total
EUA – Estados Unidos da América
APHA – Associação Americana de Saúde Pública
SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
FRX – Fluorescência de Raios-X
LS – Lodo Seco
UFU – Universidade Federal de Uberlândia
UFTM – Universidade Federal do Triângulo Mineiro
NTU – Unidade Nefelométrica de Turbidez
uC – Unidade de Cor
EPA – Environmental Protection Agency

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. OBJETIVOS	13
2.1 OBJETIVO GERAL.....	13
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
3.1 PANORAMA DO TRATAMENTO DE ÁGUA E LODO RESIDUAL DE ETAS	14
3.2 TRATAMENTO DE ÁGUA EM ETAS CONVENCIONAIS.....	17
3.3 CARACTERÍSTICAS GERAIS DO LODO RESIDUAL E ALTERNATIVAS DE DESTINAÇÃO.....	21
3.4 RECUPERAÇÃO QUÍMICA DE COAGULANTES	23
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	27
4.1 ETA DE ESTUDO E AMOSTRAGEM DO LODO RESIDUAL	28
4.2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	29
4.2.1 Caracterização físico-química do lodo residual.....	29
4.2.2 Protocolo de acidificação para recuperação dos íons Al^{3+} do lodo residual.....	32
4.2.3 Ensaio de tratabilidade com o coagulante recuperado.....	32
4.2.3.1 Preparo da água bruta sintética.....	32
4.2.3.2 Características operacionais dos ensaios de tratabilidade	33
4.3 ANÁLISES QUÍMICAS	34
4.4 QUANTIFICAÇÃO DE LODO	36
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE LODO RESIDUAL	38
5.2 CARACTERIZAÇÃO GRANULOMÉTRICA E FÍSICO-QUÍMICA DO LODO RESIDUAL	40
5.3 RECUPERAÇÃO DE COAGULANTE POR VIA ÁCIDA.....	46
5.4 ENSAIOS DE TRATABILIDADE	48
5.4.1 Ensaio para determinação da dosagem ideal de alcalinizante para a água bruta	48
5.4.2 Ensaio de tratabilidade com água bruta sintética.....	50
5.5 JAR-TEST COM ÁGUA BRUTA DE MANANCIAL SUPERFICIAL	62
5.6 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS.....	66

5.7	QUANTIFICAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO NA ETA TRIÂNGULO SUL	68
5.8	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	69
6.	CONCLUSÕES	69
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71

1.INTRODUÇÃO

A água é um elemento necessário para sobrevivência da humanidade e de todos os ecossistemas, porém sua qualidade tem sido afetada pela crescente degradação ambiental ocasionada pelo crescimento urbano e industrial e pela expansão da produção agrícola (TCHOBANOGLUS et al., 2014).

Segundo o levantamento realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), referente à pesquisa nacional de saneamento de 2017, no Brasil é realizada a distribuição de água para aproximadamente 182 milhões de pessoas (IBGE – Abastecimento, 2017). Na cidade em estudo localizada na região do Triângulo Mineiro, Minas Gerais, no ano de 2020 o abastecimento de água atendeu 100% da população urbana (SNIS, 2021). Assim, estima-se que a população abastecida nesta cidade seja de aproximadamente 340.277 pessoas (IBGE, 2021).

A preservação e gestão integrada dos recursos hídricos é essencial, visto a necessidade de garantir água em qualidade e quantidade adequados para o abastecimento público. Os sistemas de abastecimento público dispõem de estações de tratamento de água (ETAs), as quais permitem obtenção de água potável, conforme diretrizes da Portaria GM/MS nº 888, de 04/05/2021 (BRASIL, 2021). Entretanto, durante o processo de tratamento são gerados resíduos, os quais causam impactos adversos ao meio ambiente, quando não dispostos de forma adequada. Dentre os resíduos gerados no tratamento da água para abastecimento público destaca-se o lodo residual do processo de decantação e o efluente gerado pela lavagem dos filtros (RICHTER, 2001; IWAKI, 2017).

Segundo a normativa da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR 10.004/2004 - Resíduos sólidos – Classificação, o lodo gerado nos decantadores é classificado como resíduo sólido e, portanto, este resíduo pode ser encaminhado a aterros sanitários compatíveis à sua classe de acordo com a composição, conforme a definição abaixo:

3.1 Resíduos sólidos: Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviço e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004).

Atualmente, o lodo residual gerado no processo de tratamento de água de diversas

ETAs é disposto em rede coletora de esgoto ou em cursos d'água, contrariando a recomendação da ABNT NBR 10.004/2004 e CONAMA 237/1997. Este problema é gerado por falhas de concepção de projetos de ETAs, falta de testes prévios de tratamento do lodo residual em microescala/estações-piloto e falha nos cálculos de projeção de geração de resíduos, além da não preocupação com os impactos ambientais decorrentes da disposição inadequada (KATAYAMA et al., 2012).

O protocolo de manejo do lodo residual de uma ETA é um assunto específico para cada estação, uma vez que suas características físico-químicas são variáveis e dependentes dos tipos de insumos usados na operação (RICHTER, 2001; DI BERNARDO, 2005). O lodo gerado na decantação pode conter residuais de hidróxido de alumínio ou hidróxido de ferro, além de carbonatos de cálcio e carbonatos de magnésio (RICHTER, 2001). Assim, para uma assertiva definição da destinação final é preciso quantificar e caracterizar este lodo. Deve-se ter atenção à Política Nacional de Resíduos Sólidos regida pela Lei 12.305/2010 (IWAKI, 2017):

Gerenciamento de resíduos sólidos: conjunto de ações exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, de acordo com Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos ou com Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos, exigidos na forma desta Lei (BRASIL, 2010).

Dessa forma, o trabalho em questão visa explorar as fragilidades do manejo do lodo residual dos processos de decantação em uma ETA do Triângulo Sul (Minas Gerais, Brasil).

A capacidade da geração de coagulante a partir do lodo residual de uma Estação de Tratamento de Água (ETA) pode ser realizada através de reações químicas em ambientes alcalinos, ácidos ou através de troca iônica. Em todos os processos citados, ocorre a uma resolubilização de espécies de alumínio e ferro, com isso as soluções resultantes apresentam propriedades coagulantes. Sendo assim a recuperação dos íons alumínio (Al^{3+}) com tratamento ácido se torna possível (DI BERNARDO, 2005). Tal recuperação poderá resultar em uma redução no volume total de lodo residual produzido e o possível reuso do coagulante recuperado como insumo na operação da ETA.

Ressalta-se a necessidade da condução de estudos aprofundados para avaliar os potenciais efeitos dos metais e da matéria orgânica recuperados, bem como suas possíveis toxicidades, por meio da realização de bioensaios (BERNEGOSSIA, 2022).

Por fim, vale ressaltar que a literatura não dispõe de uma vasta disponibilidade sobre a reinserção de íons Al^{3+} no tratamento de água, representando assim uma temática relevante nas áreas de inovação ambiental e saneamento básico.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho teve como principal objetivo avaliar o potencial de recuperação ácida dos íons Al^{3+} de lodo residual dos processos de decantação de uma Estação de Tratamento de Água (ETA) do Triângulo Sul (Minas Gerais, Brasil), com vista para reutilização do Al^{3+} como coagulante.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Como objetivos específicos deste trabalho destacam-se:

- Caracterizar o lodo residual oriundo dos decantadores a partir de análises físico-químicas e granulométricas;
- Analisar a qualidade de extração através de ácido clorídrico no processo de acidificação para recuperação dos íons Al^{3+} do lodo residual;
- Desenvolver diagramas de coagulação com o intuito de determinar as faixas ótimas de coagulação e as velocidades ideais de sedimentação para o coagulante recuperado;
- Determinar a dosagem ideal do coagulante recuperado por meio de ensaios de tratabilidade realizados em Jar-test, utilizando água bruta natural.
- Determinar a quantidade de resíduo sólido gerado na estação de tratamento analisada.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 PANORAMA DO TRATAMENTO DE ÁGUA E LODO RESIDUAL DE ETAS

A água é um potencial veículo de transmissão de doenças e, portanto, o seu tratamento é obrigatório. Tal necessidade é ainda mais importante quando mananciais superficiais são usados como fonte de água, uma vez que rios e lagos estão mais suscetíveis à alteração da qualidade. Os limites máximos dos parâmetros de interesse da potabilidade da água são definidos pela Portaria do Ministério da Saúde nº 888, de 4 de maio de 2021 (BRASIL, 2021). O atendimento às diretrizes da potabilidade é fiscalizado por órgãos municipais, estaduais e federais ligados à saúde (BOTERO et al., 2009).

Em 2020, o relatório do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) mostrou que 93,5% dos brasileiros residem em áreas urbanas. Desta forma, cerca de 177 milhões de habitantes recebem água potável por meio de sistemas de abastecimento público de água, ou seja, 5.312 municípios brasileiros oferecem este serviço à sua população (BRASIL, 2021). O tratamento da água em sistemas de abastecimento público é, na maioria dos casos, baseado nos processos de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção (BOTERO et al., 2009).

O Brasil produz cerca de 17,3 milhões m³ de água por ano, sendo consumidos cerca de 10,1 milhões m³/ano. A Tabela 1 retrata a distribuição da água captada em todo o território nacional obtida a partir do consumo micromedidos nos hidrômetros dos consumidores (BRASIL, 2021). A diferença entre o volume produzido e o volume consumido se dá pela falta de medição ou perda visível e não visível de água. Portanto, estima-se que o consumo diário médio é de aproximadamente 150 L/hab.dia em esfera nacional. Já o consumo per capita médio em Minas Gerais é de 162,3 L/hab.dia (BRASIL, 2021). O município de Uberaba apresenta consumo médio de 183,91 L/hab.dia, sendo uma produção atual de água potável via ETA de tratamento convencional de 1200 L/s. O índice de perdas estimado para o município é de 40% (CODAU, 2022).

Tabela 1 - Água produzida no Brasil de acordo com as macroregiões

Região	Norte	Nordeste	Sul	Sudeste	Centro-Oeste
Volume produzido (bilhão m ³ /ano)	1,1	3,6	2,4	8,8	1,3
Volume consumido (bilhão m ³ /ano)	0,6	1,9	1,5	5,3	0,8

Fonte: Adaptado de BRASIL (2021).

Conforme a população das áreas urbanas cresce, a demanda por água

consequentemente aumenta e com isso o tratamento da água nas ETAs deve ser amplificado, gerando mais subprodutos. Dentre os principais subprodutos do tratamento da água destaca-se o lodo residual da decantação, o qual demanda tratamento e disposição final adequados (HOPPEN et al., 2005). O lodo residual da decantação é rico em alumínio, ferro, matéria orgânica e sólidos, sendo sua composição diretamente relacionada ao tipo de coagulante utilizado no processo e aos componentes orgânicos e inorgânicos presentes na água bruta a ser tratada (RICHTER, 2001; DI BERNARDO, 2005). Quando lançado diretamente em cursos d'água, o lodo residual pode ser tóxico aos organismos aquáticos e causar alterações biológicas da fauna e flora aquática, além de contribuir com o assoreamento e transbordamento de corpos hídricos em épocas de cheias, além de representar uma ameaça aos ecossistemas aquáticos podendo ocorrer a liberação de patógenos no ambiente, com o potencial de transmitir doenças como cólera, amebíase, diarreia, febre tifoide e gastroenterite, coloca em risco a saúde humana. (TAFAREL, 2016; BERNEGOSSIA, 2022).

Além das concentrações significativas de compostos coagulantes, o lodo residual apresenta sólidos suspensos e dissolvidos, minerais como Magnésio e Cálcio, metais como cromo e chumbo e não-metais como nitrogênio, enxofre e oxigênio. Devido aos átomos doadores de elétrons dos não-metais, o lodo residual desempenha um papel crucial como o principal local de ligação para cátions, exibindo uma elevada capacidade de adsorção para diversos contaminantes. Portanto, a avaliação da ecotoxicidade é essencial para estimar os riscos associados a amostras heterogêneas, fornecendo um complemento valioso às análises químicas. Além das interações entre poluentes e a diversidade de organismos, as análises ecotoxicológicas do lodo residual podem abranger rotas de exposição e estratégias de mitigação (BERNEGOSSIA, 2022).

A Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 430 de 13/05/2011 apresenta diretrizes para o lançamento direto ou indireto de efluentes em corpos d'água em instância federal (BRASIL, 2011). Em Minas Gerais o lançamento de efluentes em corpos hídricos é regulado pela deliberação normativa COPAM/CERG nº 08 de 21/11/2022 (MINAS GERAIS, 2022). Vale ressaltar que este lançamento irregular é identificado pela Lei 9.605/1998 (BRASIL, 1988), seção III, Art. 54 como crime ambiental:

Art. 54 – Causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora [...] ocorrer por lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, ou detritos, óleos ou substâncias oleosas, em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou regulamentos: Pena –

reclusão, de um a cinco anos (BRASIL, 1998).

Para o manejo do lodo residual de ETAs recomenda-se sua desidratação e posterior envio a aterros sanitários exclusivos. Porém uma alternativa é a incorporação deste resíduo no ciclo produtivo a partir do reaproveitamento como insumo na produção de materiais de construção civil ou reuso como coagulante recuperado (TAFAREL, 2016). Independentemente do tipo de reaproveitamento é necessário, primeiramente, caracterizar o lodo *in natura* e ter um levantamento preciso do volume produzido. A partir desses dados avalia-se a viabilidade técnica/econômica de seu reaproveitamento sustentável (TAFAREL, 2016; HOPPEN et al., 2005). Este trabalho versará sobre o potencial de reuso do coagulante recuperado de lodo residual de ETA e informações relevantes sobre o assunto serão apresentadas nos itens a seguir.

Para finalizar esta seção sumarizaram-se os aspectos legais referentes ao tema, trazendo normas e leis que influenciaram a definição do escopo do trabalho em questão (Tabelas 2 e 3).

Tabela 2 - Documentos legais que regulam a operação de ETAs e o manejo do lodo residual

Lei	Abordagem
Resolução CONAMA 430/2005	Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.
Resolução CONAMA 237/1997	Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental
Lei nº 12.305/2010	Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos.
Lei 9.605/1998	Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente.
Portaria GM/MS nº 888/2021	Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de Potabilidade.

Fonte: Da Autora (2023).

Tabela 3 - Normativas que regulam a operação de ETAs e o manejo do lodo residual

Norma	Abordagem
NBR 5734/1980	Amostras de solo – preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização
NBR 6508/1984	Determinação da massa específica
NBR 15784/2017	Produtos químicos utilizados no tratamento de água para consumo humano — Efeitos à saúde — Requisitos
NBR 7181/2016	Solo – análise granulométrica

NBR 12.216/1992	Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público
NBR 6502/1995	Rochas e solos
NBR 10.004/2004	Resíduos sólidos – Classificação
COPAM/CERG nº 08 de 21/11/2022	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.

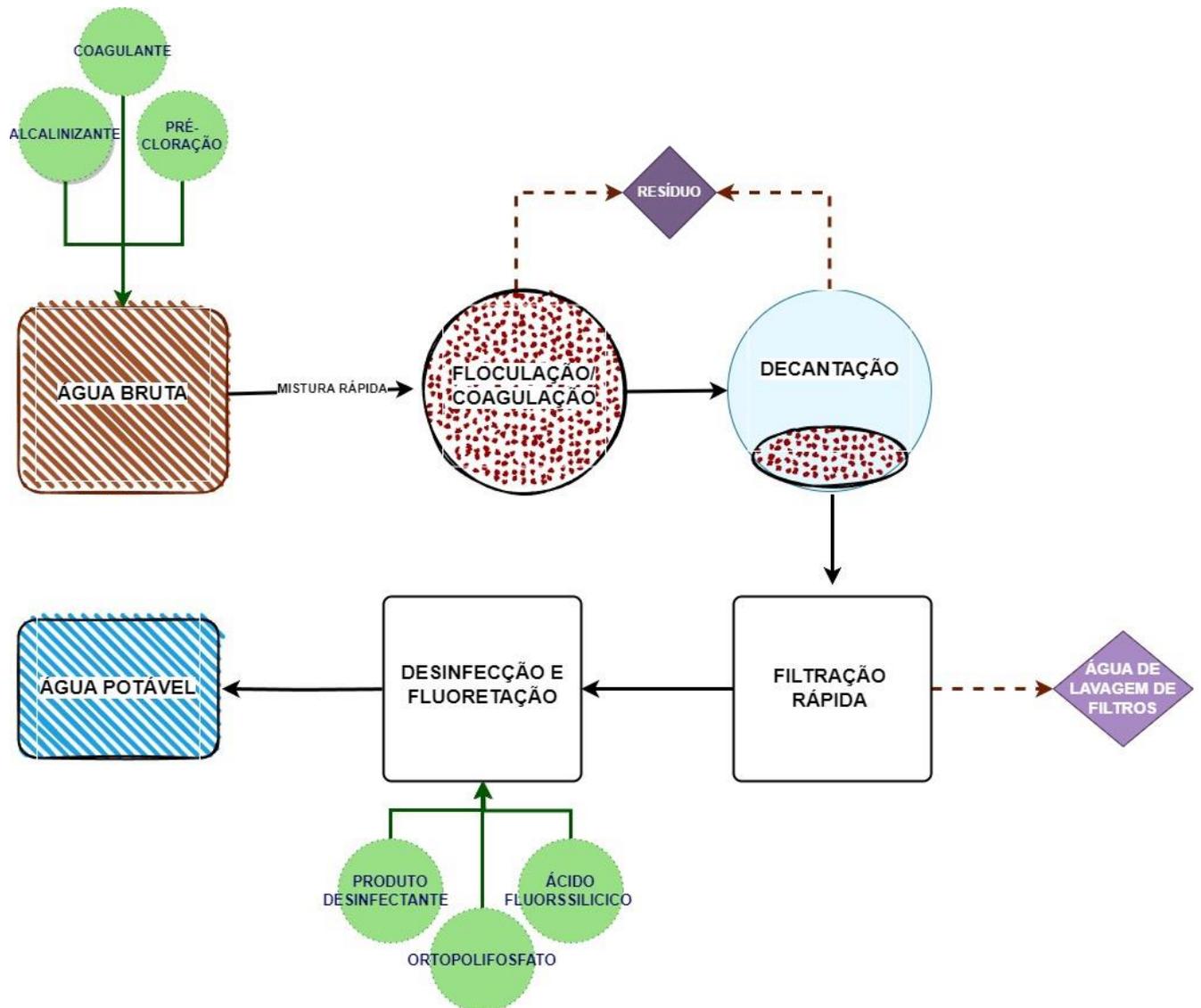
Fonte: Da Autora (2022).

3.2 TRATAMENTO DE ÁGUA EM ETAS CONVENCIONAIS

Para definição do tipo de tratamento em uma ETA é necessário atentar para alguns dados iniciais, como por exemplo, o tipo de água a ser tratada. De acordo com a ABNT NBR 12.216/1992, a ETA do Triângulo Sul é classificada como tipo C (ABNT, 1992). A água bruta do tipo C apresenta demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) entre 2,5 e 4,0 mg.L⁻¹, concentração média mensal de coliformes entre 5000 e 2000 NMP/100 mL, e pH entre 5 e 9 (ABNT, 1992). Dessa forma, ainda segundo a NBR 12216/1992, uma ETA que trata água bruta do tipo C deve contar com, no mínimo, os processos de coagulação, seguida ou não de decantação, filtração por filtros rápidos, desinfecção e correção do pH (ABNT, 1992).

A ETA do Triângulo Sul é do tipo convencional, trabalhando com três unidades de tratamento em paralelo. O tratamento inicia-se pelo processo de mistura rápida e coagulação, no qual adicionam-se o coagulante químico, alcalinizante e produto pré-clorador (Figura 1).

Figura 1 - Metodologia de Tratamento Convencional empregada da ETA do Triângulo Sul



Fonte: Da Autora (2023).

O processo de coagulação baseia-se no princípio de que as partículas coloidais sofrem adsorção e neutralização de cargas ao entrarem em contato com o coagulante, onde o íon positivo adicionado tem maior afinidade pela superfície da partícula do que pela água, sendo adsorvido na superfície colóide reduzindo a carga da partícula e suas forças de repulsão (ABNT, 1992; LOPES, 2008; RICHTER, 2009; DI BERNARDO, 2005). Nesta etapa pode, em concomitância, obter o processo de varredura onde a dosagem de coagulante excede o limite de solubilidade da água, formando-se então hidróxidos através do coagulante metálico e a alcalinidade da água envolvendo os colóides e partículas suspensas presentes. O objetivo desta etapa é alcançar uma velocidade de sedimentação de melhor eficiência (ABNT, 1992; LOPES, 2008; RICHTER, 2009; DI BERNARDO, 2005). Esta atração pelo coagulante,

seguida pela aglomeração dos flocos (floculação) é diretamente dependente do pH como apontada na figura 2 nos diagramas de mecanismos de coagulação (RICHTER, 2009; DI BERNARDO, 2005).

Na etapa de floculação a água deve estar em agitação constante e controlada por meio de dispositivos mecânicos ou hidráulicos. Na floculação as partículas coaguladas ou desestabilizadas se juntam, possibilitando então a separação por sedimentação na próxima etapa (ABNT, 1992; RICHTER, 2009).

Após a floculação inicia-se a decantação (Figura 1), a qual pode ser realizada em decantadores convencionais ou decantadores de alta taxa. Os decantadores são responsáveis pela remoção de partículas presentes na água por meio da ação da gravidade. No decantador convencional utiliza-se o escoamento horizontal onde o fator da área é igual à unidade, ou seja, a área de sedimentação é proporcional a sua vazão de entrada (ABNT, 1992; ROSA, 2018). Já o decantador de alta taxa, também conhecido como tubular, possui um fluxo horizontal através de placas planas paralelas, as quais auxiliam na retenção mais rápida dos flóculos, tornando assim, um processo dependente de menor área e um tratamento com mais celeridade (RICHTER, 2009; DI BERNARDO, 2005). Na ETA estudada utiliza-se o decantador do tipo convencional.

Após a passagem pelos decantadores, a água parcialmente tratada é direcionada aos filtros (Figura 1). Na filtração, a água é submetida a uma operação física para remoção de impurezas em suspensão por meio de sua passagem por materiais porosos como areia, carvão ativado, entre outros (ABNT, 1992; RICHTER, 2009).

Por fim, realiza-se a desinfecção (Figura 1), a qual é responsável por inativar qualquer tipo de contaminação microbiana existente. O processo de desinfecção é realizado em tanques de contato, podendo ser em modelo aberto ou com chicanas. A desinfecção em tanques com chicanas apresenta melhor desempenho, já que a homogeneização é mais eficiente entre água e produto desinfetante. A desinfecção pode ser realizada de diversas formas, sendo algumas opções através de raios ultravioleta (UV), aplicação de ozônio (O₃) ou por cloração (cloro gasoso, hipoclorito de sódio ou hipoclorito de cálcio). Ressalta-se que deve haver controle rigoroso acerca da geração de compostos secundários resultantes da desinfecção conforme previsto na Portaria nº 888/2021 (ABNT, 1992; RICHTER, 2009; ROSA, 2018; BRASIL, 2021). Tais compostos secundários são resultados da reação de oxidação entre cloro livre e matéria orgânica presente na água, apresentando assim alta toxicidade e potenciais carcinogênico, mutagênico e teratogênico (PASCHOALATO et al., 2008; ALVARENGA, 2010).

Na Figura 2, são apresentados os diagramas de coagulação elaborados por Amirtharajah e Mills (1982). Estes diagramas levam em consideração, nas condições de coagulação, a dosagem de alumínio (sulfato de alumínio) e o pH da mistura. Vale ressaltar que o diagrama é aplicável tanto para águas sintéticas quanto para águas naturais. Na representação gráfica, além das curvas das espécies hidrolisadas, é possível identificar as áreas que delimitam as regiões onde prevalecem os diferentes mecanismos de coagulação.

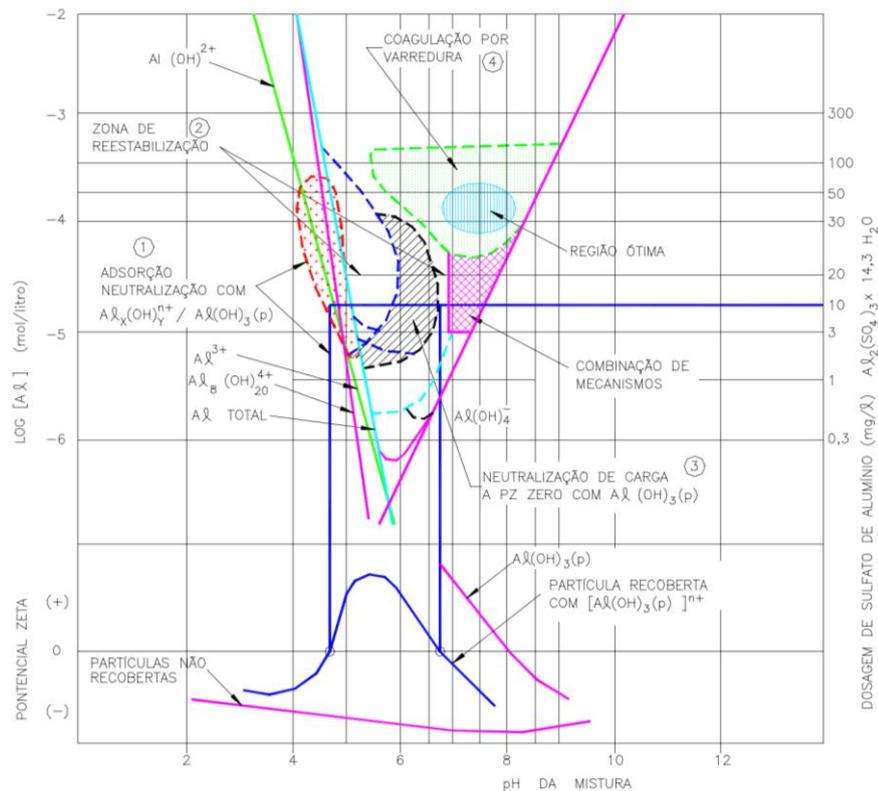
Na Região 1, verifica-se a neutralização das cargas das partículas em torno do pH 4,8 mediante as espécies positivas de alumínio, as quais são adsorvidas na superfície dos coloides. Esse processo resulta em uma curva em que o potencial zeta (negativo) se aproxima de zero (DI BERNARDO, 2005).

Na Região 2, em condições de pH baixo, as partículas recobertas exibem um potencial zeta negativo, mantendo assim a estabilidade da dispersão coloidal. Contudo, um aumento no pH induz a um potencial zeta positivo, caracterizando o fenômeno de restabilização (DI BERNARDO, 2005).

Na Região 3, o potencial zeta atinge seu máximo de restabilização e diminui à medida que o pH aumenta, até atingir o ponto isoelétrico em aproximadamente pH 6,8. Este comportamento é atribuído à presença de hidróxido de alumínio com carga positiva (DI BERNARDO, 2005).

Na Região 4, observa-se geralmente uma formação excessiva de precipitados, resultando no aprisionamento de partículas coloidais. Esse fenômeno caracteriza o mecanismo de varredura, onde a região é amplamente delimitada para assegurar eficiência na remoção de turbidez (DI BERNARDO, 2005).

Figura 2 - Diagrama dos mecanismos de coagulação para o alumínio



Fonte: Amirtharajah e Mills (1982).

3.3 CARACTERÍSTICAS GERAIS DO LODO RESIDUAL E ALTERNATIVAS DE DESTINAÇÃO

Os lodos gerados nas ETAs são prioritariamente resultantes da decantação, porém é na coagulação, devido as reações de interação molecular mediadas pelos coagulantes químicos, que os flocos começam a ser formados. Estes flocos são separados da fração líquida apenas na decantação, etapa em que atingem a densidade suficiente para sedimentar por gravidade. Desta forma, o lodo residual de uma ETA apresenta características químicas similares ao coagulante aplicado ao tratamento, podendo ter subprodutos de hidróxidos de alumínio, ferro entre vários outros (DI BERNARDO, 2005).

No mercado atual existe uma ampla variedade de coagulantes e a escolha do coagulante está atrelada às condições de operação de cada ETA (RICHTER, 2001; DI BERNARDO, 2005). Os coagulantes a base de ferro, por exemplo, são utilizados em águas brutas que apresentam turbidez baixa ou que possuam represamento, assim diminuindo o encaminhamento de turbidez alta à ETA (RICHTER, 2001; DI BERNARDO, 2005).

Além do coagulante, as características físico-químicas da água bruta também

impactam nas características do lodo residual (RICHTER, 2001; DI BERNARDO, 2005). Durante a coagulação e sedimentação há a remoção de cor e turbidez por conta da ação do coagulante empregado. De acordo com Richter (2001), cerca de 60 a 95% do lodo gerado na ETA é resultante da etapa de decantação e o restante refere-se à água de lavagem de filtros. A ETA em estudo adota o sulfato de alumínio líquido (Al_2O_3 7,5%, Fe_2O_3 1,2%, densidade $1,32 \text{ g.cm}^{-3}$, em conformidade a NBR 15.784) como coagulante. Este produto é um fluido não-newtoniano, gelatinoso, composto por hidróxido de alumínio, responsável pela reação com as partículas inorgânicas, resíduos orgânicos e coloides de cor (RICHTER, 2001). Por fim, o lodo residual de decantadores de ETAs possuem concentração de sólidos totais com variabilidade entre 1.000 e 40.000 mg L^{-1} (0,1 a 4%), e entre 40 e 1.000 mg L^{-1} (0,004 a 1%) referente a lavagem dos filtros. Cerca de 20 - 35% representam compostos voláteis e entre 75 - 90% representam sólidos suspensos (RICHTER, 2001).

Como mencionado, o resíduo gerado no processo de decantação pode ser encaminhado para aterros sanitários com classificação de resíduo como classe II-A, de acordo com ABN NBR 10004/2004. Entretanto, na prática, grande parte das ETAs brasileiras lançam o lodo residual diretamente em corpos d'água, provocando impactos consideráveis sobre a microbiota aquática (ACHON et al., 2013; WASSERMAN et al., 2018). Essa problemática tem motivado à execução de pesquisas visando o melhor gerenciamento dos lodos residuais de ETAs (BARROSO; CORDEIRO, 2013), destacando-se as alternativas dispostas na tabela 4.

Tabela 4 - Alternativas economicamente e ambientalmente viáveis para destinação/tratamento de lodo residual de ETA.

Destinação Proposta	Autores	Resultados
Fabricação de bloco cerâmico e tijolo	Silva et al. (2015b)	Incorporação de 13,9% de lodo para aplicação real dos blocos;
Fabricação de bloco cerâmico e tijolo	Teixeira et al. (2006)	Incorporação de até 10% de lodo a base de alumínio e 20% a base de ferro para queimas a partir de 950°C ;
Fabricação de cimento e incorporação do lodo em matriz de concreto	Tafarel et al. (2016)	Incorporação de 5% de lodo não causa diminuição significativa da resistência axial a compressão;
Disposição em ETE	Peixoto (2008)	Constatou-se que aplicação de cargas de até 2.000 mg.L^{-1} não comprometeram a ETE em estudo

Aplicações agrícolas	Franco (2019)	Incorporação de lodo de esgoto aos tratamentos contendo lodo de ETA e solo contribuiu para aumento da respiração microbiana e da eficiência da biodegradação.
Recuperação de solos degradados	Silva, Melo e Teixeira (2005)	A adição de forma controlada do lodo de ETA em solos degradados pela mineração, aumentam a sua capacidade de fertilização e seu teor de micronutrientes, pH e as proporções de cálcio e ferro. Mostrando-se um método de aplicabilidade satisfatória para a recuperação desse tipo de solo.

Fonte: Da autora.

3.4 RECUPERAÇÃO QUÍMICA DE COAGULANTES

A recuperação do potencial coagulante do lodo residual de ETA pode ser realizada por meio de reações químicas de via alcalina, ácida ou por troca iônica. Em ambos os processos há solubilização de espécies de alumínio e ferro, os quais apresentam capacidade de coagulação (DI BERNARDO; SABOGAL-PAZ, 2008b).

A recuperação por via alcalina se dá em soluções que são submetidas a pH superiores a 10, onde há solubilização dos hidróxidos presentes no meio para elevação do pH com a adição de hidróxido de sódio (NaOH) ou hidróxido de cálcio (Ca(OH)₂) (DI BERNARDO; PAZ, 2008b). De acordo com estudos, a extração alcalina possui uma boa eficiência em intervalos de pH de 11,4 a 11,8 para NaOH e de 11,2 a 11,6 para Ca(OH)₂, tendo efetiva recuperação de 80% e 50%, respectivamente (MASSCHELEIN et al., 1985).

A recuperação pela via ácida prevê a redissolução de coagulantes metálicos de ferro e alumínio a partir da adição dos ácidos sulfúrico (H₂SO₄) ou clorídrico (HCl), estas reações serão discutidas detalhadamente mais adiante. A extração por troca iônica, por outro lado, é realizada aplicando-se membranas ou resinas especiais, sendo um processo extremamente seletivo e gerando um coagulante recuperado com excelente qualidade (VILELA, 2020).

Algumas pesquisas de extração por troca iônica foram realizadas utilizando-se estruturas homogêneas e heterogêneas em células de membrana *Donnan* (PRAKASH et al., 2004). As membranas *Donnan* são células divididas em duas câmaras pela membrana catiônica, a qual permite a passagem de cátions de um lado para o outro da célula. Quando aplicadas para recuperação de alumínio, a membrana seleciona os cátions de íon alumínio aos quais possuem perfil para migrar dentro da célula. Neste caso, o resíduo é acidificado antes de entrar na resina, a qualidade desta extração é boa, entretanto apresenta uma inviabilidade econômica quando comparado a extração ácida (PETUZELLI et al. 2004; PRAKASH et al.,

2004).

Estudos relatam que, dentre as três vias de recuperação do potencial coagulante do lodo residual, o método de acidificação é o mais indicado devido à alta eficiência de recuperação e baixo custo (FOAUD et al., 2018; MOHMOUD et al., 2021; VILELA, 2020). Especificadamente com relação à extração por troca iônica, sabe-se que é um processo de custo elevado, resultando na inviabilidade financeira do uso dos coagulantes recuperados perante o uso dos coagulantes brutos já disponíveis no mercado (FOAUD et al., 2018; MOHMOUD et al., 2021).

No processo de extração por via ácida os coagulantes metálicos de ferro e alumínio são redissolvidos do lodo sólido através de uma solução com ácidos fortes, como HCl e H₂SO₄. Este processo pode ser aplicado em estudos em escalas laboratorial, piloto e real (em planta). Trabalho anterior destaca que a eficiência de recuperação a partir da acidificação pode variar entre 40 e 100% (VILELA, 2020). A variação na eficiência ocorre devido a fatores estatísticos multivariados, um dos métodos utilizado é o Response Surface Methodology (RSM), este é considerado relevante por utilizar a otimização analítica envolvendo diversas condições de desempenho, resultando em processos melhores e otimizados (OOI et al., 2018).

O processo pode sofrer interferências de algumas variáveis, como por exemplo, a concentração de matéria orgânica pré-existente no lodo e a qualidade geral do lodo, sendo este aspecto diretamente ligado ao manejo das ETAs (FOAUD et al., 2018; MOHMOUD et al., 2021). Portanto, uma das principais desvantagens da recuperação ácida é o aumento da quantidade de subprodutos (matéria orgânica e metais) no coagulante recuperado, uma vez que o processo possui baixa seletividade. Tais subprodutos podem, na sequência, ser redissolvidos na água tratada pelo coagulante recuperado (FOAUD et al., 2018; MOHMOUD et al., 2021).

Na dissolução da matéria orgânica com o hidróxido de alumínio há um incremento no teor de carbono orgânico total (COT) (SENGUPTA, 2003). Para evitar essa elevação no COT recomenda-se a eliminação prévia da matéria orgânica do lodo a partir de calcinação, incineração ou oxidação química por via úmida (VILELA, 2020). Um pré-tratamento comumente aplicado previamente à recuperação ácida é a calcinação do lodo a 200° C e 40bar (RAMOS, 2001).

A Tabela 5 mostra as reações químicas resultantes do processo de acidificação com HCl e H₂SO₄.

Tabela 5 - Reações químicas durante o processo de acidificação

Ácido	Íon	Reação
HCl	Alumínio	$\text{Al(OH)}_3 + 3\text{HCl} \rightarrow \text{Al(Cl)}_3 + 3\text{H}_2\text{O}$
HCl	Ferro	$\text{Fe(OH)}_3 + 3\text{HCl} + 32\text{O} \rightarrow \text{Fe(Cl)}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$
H ₂ SO ₄	Alumínio	$2\text{Al(OH)}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O} + 3\text{H}_2\text{SO}_4 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$
H ₂ SO ₄	Ferro	$2\text{Fe(OH)}_3 + 3\text{H}_2\text{SO}_4 + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$

Fonte: Adaptada VILELA, 2020.

Vilela (2020) cita que durante seus experimentos não houve diferença significativa na utilização de H₂SO₄ e HCl quando utilizados para extração de íons alumínio e ferro de lodo residual. O autor notou apenas diferença nas colorações finais do coagulante recuperado, sendo a coloração da extração realizada através de ácido sulfúrico mais escura. Segundo Vilela (2020), a cor mais escura pode ser resultado na presença de impurezas no lodo, as quais foram transferidas ao coagulante recuperado por conta da força do ácido empregado.

Testes de aplicação da recuperação ácida em ETAs em escala real já foram realizados no Japão (WESTERHOFF & DAILY; 1974) e em Durham (EUA) (BISHOP et al., 1987). No Japão a eficiência de recuperação e a redução do volume de lodo foram de 75% e 79%, respectivamente. Já na ETA americana observou-se redução no volume de lodo produzido variando entre 27 e 53% e a eficiência de recuperação de alumínio foi de 75%.

Na tabela 6 são apresentados alguns artigos e trabalhos científicos que apresentam metodologia semelhante de extração por via ácida de coagulante através de lodo residual de estação de tratamento de água.

Tabela 6 – Levantamento bibliográfico de metodologias de extração ácida.

Autor	Ano	Título
WESTERHOFF & DAILY	1974	Water-Treatment-Plant Wastes Disposal – Part 2
BISHOP	1987	Testing of Alum Recovery for Solids Reduction and Reuse
GONÇALVES et al.	1999	Recuperação de coagulantes de lodos de estações de tratamento de água
RAMOS	2001	Recuperação de Alumínio de Lamas Químicas de Estações de Tratamento de Água
SENGUPTA	2003	Selective coagulant recovery from water treatment plant residuals using donnan Membrane Process
GUIMARÃES	2005	Recuperação de coagulante a partir da acidificação de resíduos gerados na estação de tratamento de água do rio manso
FRANCO	2009	Avaliação da influência dos coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico na remoção de turbidez e cor da água bruta e sua relação com sólidos na geração de lodo em estações de tratamento de água
XU et al.	2009	Ferric coagulant recovered from coagulation sludge and its recycle in chemically enhanced primary treatment
KELLEY et al.	2012	An economic assessment of coagulant recovery from water treatment residuals
OKUDA et al.	2014	Removal of Coagulant Aluminum from Water Treatment Residuals by Acid
DANDOLINI	2014	Reciclagem do lodo de estação de tratamento de água: produção de coagulante por lixiviação ácida

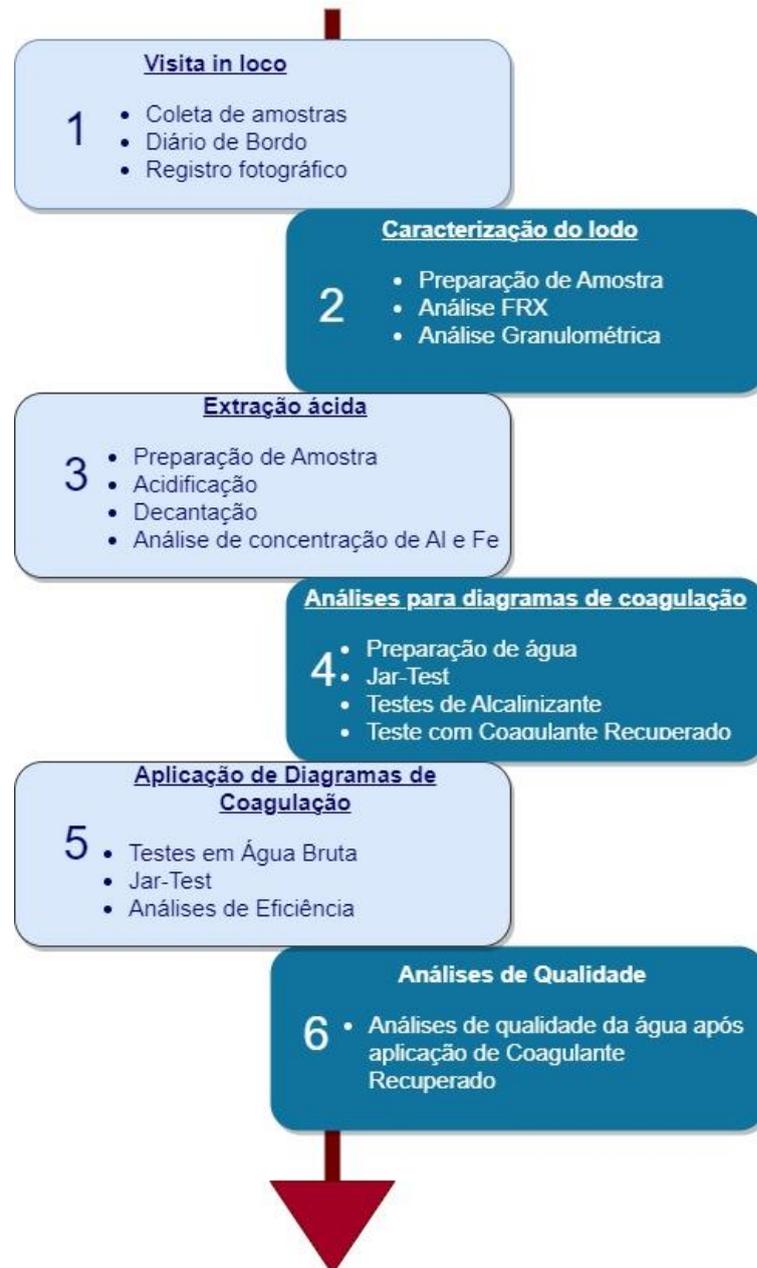
AHMAD et al.	2016	Characterization of water treatment sludge and its reuse as coagulant
FREITAS et al.	2016	Recuperação de alumínio presente no lodo da ETA de Bagé para sua reutilização como coagulante
OOI et al.	2018	Optimization of aluminium recovery from water treatment sludge using Response Surface Methodology
FOUAD et al.	2018	Aluminum Sulfate Regeneration from Surface Water Treatment Waste in Cairo, Egypt
BASRI et al.	2019	Aluminium recovery from water treatment sludge under different dosage of sulphuric acid
OLIVEIRA	2019	Recuperação de coagulante de lodo industrial por via ácida alternativa e destinação para material não solubilizado
RUZIQNA et al.	2020	Aluminium Recovery from Water Treatment Sludge as Coagulant by Acidification
VILELA	2020	Avaliação do desempenho de coagulantes recuperadores de lodo de ETA por extração via alcalina-ácida
FOUAD et al.	2021	Aluminum sulfate regeneration from surface water treatment waste in Cairo, Egypt
JIMÉNES et al.	2022	A comparative study of acid and alkaline aluminium extraction valorization procedure for aluminium saline slags

Fonte: Da autora.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

A Figura 3 sintetiza, sequencialmente, as atividades realizadas neste trabalho.

Figura 3 - Fluxograma de etapas desenvolvidas neste trabalho.



Fonte: Da autora, 2023.

Inicialmente realizou-se a caracterização da área de estudo através de visita *in loco*, diário de bordo e acesso a estudos realizados e divulgados publicamente à população para levantamento das dimensões da ETA, coleta de dados operacionais e imagens e coleta de amostras de água bruta e de lodo residual. Na sequência, realizou-se a caracterização química,

física e granulométrica do lodo residual produzido na ETA do Triângulo Sul, utilizando-se metodologias apresentadas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017) e Normas Técnicas da SABESP.

O processo de recuperação dos íons Al^{3+} do lodo residual realizado relacionou as etapas de desidratação, extração, acidificação, filtração e determinação de concentração final do alumínio, conforme recomendações de Vilela (2020). Após a recuperação dos íons Al^{3+} , a viabilidade do reuso do coagulante recuperado no tratamento de água bruta advinda do manancial superficial utilizado pela ETA Triângulo Sul foi estudada a partir de ensaios em Jar-test.

4.1 ETA DE ESTUDO E AMOSTRAGEM DO LODO RESIDUAL

A ETA do Triângulo Sul recebe, em média, vazão total de $1200 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, e possui três unidades de tratamento em paralelo as quais trabalham simultaneamente, todas com tecnologia de ciclo completo e tratamento convencional. As três unidades compartilham um canal de recepção de água bruta em comum, onde é subdivida no mesmo local em três misturas rápidas que são direcionadas para as estações de tratamento. A primeira unidade é identificada como ETA 1 e possui sistema de floculação em série e decantadores de alta taxa seguido por filtração rápida, com vazão aproximada de $200 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$. A segunda unidade (ETA 2) é operacionalizada com sistema de floculação em paralelo e decantadores convencionais, com vazão aproximada de $800 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$. Por fim, a terceira unidade (ETA 3) é formada por sistema de floculação em série com decantadores convencionais seguidos de vertedouros, com vazão aproximada de $200 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$. O lodo residual estudado neste trabalho foi proveniente das do decantador da ETA 2 (Figura 4a), a qual trata vazão aproximada de $800 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$.

Coletou-se o lodo no fundo a partir da abertura de comporta (Figura 4b). Foi escolhido realizar a amostragem nesse ponto e não na saída de descarga, visando-se obter amostra mais concentrada (a coleta foi conduzida pelos operadores da estação de tratamento em questão), como demonstrado na Figura 4d. Na sequência, 80 L de lodo residual foram armazenados em três bombonas de 20 L cada (Figura 4c), as quais foram identificadas com o tipo de amostra e a data de coleta e dispostas em ambiente fechado com temperatura ambiente. A amostragem ocorreu em período de cheia (chuva) (janeiro de 2022) e o coagulante utilizado na operação da ETA 2 foi o sulfato de alumínio.

Figura 4 - Local de coleta do lodo residual e registros fotográficos da amostragem.



Fonte: Da Autora (2023).

Nota:

- a. Decantador da Estação de Tratamento de Água antes da descarga de fundo.
- b. Decantador da Estação de Tratamento de Água durante a descarga de fundo.
- c. Momento de retirada amostral de lodo de Estação de Tratamento de Água.
- d. Lodo utilizado durante as análises e recuperação de coagulante.

4.2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

4.2.1 Caracterização físico-química do lodo residual

Uma fração do lodo *in natura* coletado foi encaminhada para a caracterização química por espectrômetro de Fluorescência de Raios-X (FRX) e caracterização física por granulometria. Previamente à estas análises, 10 L de lodo foi homogeneizado e filtrado com auxílio de funil e papel filtro (1,7mm de espessura e filamentos de 20 μm). A fração sólida retida no papel filtro foi disposta em formas de alumínio e inserida para secagem em estufa (marca Lucadema, modelo 30/42) a 120° por 24 horas. A Figura 5 demonstra detalhes deste processo.

Uma amostra de lodo seco (LS) foi macerada com auxílio de moinho de bolas e almofariz disponíveis nos laboratórios da Universidade do Triângulo Mineiro (UFTM) até obtenção de grânulos com espessura média de 0,75 μm (peneira de malha 200) (Figura 6). Na sequência o LS foi direcionado aos ensaios de caracterização.

Figura 5 - Processo de desidratação do lodo residual.



Fonte: Da Autora, 2023.

Figura 6 - Etapas para ajuste de espessura dos grânulos



Fonte: Da Autora, 2023.

Para a análise de FRX, o LS foi previamente submetido ao processo de prensa,

agregando as partículas em formato de pastilhas com 2 gramas cada. A análise de FRX (espectrômetro Bruker, modelo S8 Tiger 4kW) foi realizada no Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia (UFU).

As caracterizações granulométricas e mineralógicas do lodo residual foram baseadas nas normas ABNT NBR 7181/16, NBR 6508/84 e NBR 5734/80. Tais análises foram realizadas no Laboratório de Solos da UFTM. Utilizou-se amostra desidratada, macerada e peneirada conforme protocolo descrito anteriormente. Em seguida, a massa de aproximadamente 70 g do material foi aferida e submetida à peneiramento considerando a seguinte sequência de peneiras: abertura 1,18 mm e malha 16; abertura 600 μm e malha 30; abertura de 420 μm e malha 40; abertura 300 μm e malha 50; abertura 150 μm e malha 100 e abertura 75 μm e malha 200. Em cada uma das etapas de peneiramento registrou-se o peso retido em cada peneira e também da amostra que ficou retida na última peneira. Estes dados foram usados para a determinação da classificação granulométrica de solo.

Juntou-se toda amostra novamente e macerou-se até que aproximadamente 70g passasse pela peneira de 2 mm. Após o peneiramento o material foi disposto em proveta de vidro de 250 mL, adicionou-se 125 mL de defloculante (hexametáfosfato de sódio) e manteve-se a solução em repouso por 12 horas. Transferiu-se então esta amostra para um copo de dispersão removendo-se todo o material aderido ao becker, adicionou-se água destilada até o nível de aproximadamente 5 cm abaixo da borda do copo do dispersor e submeteu-se a mistura ação no dispersor durante 15 minutos. A amostra homogeneizada foi colocada em proveta de 1 L. A solução foi homogeneizada novamente durante 1 minuto. Após a agitação aferiu-se a temperatura e a densidade (por densímetro) nos seguintes tempos: 8 segundos, 15 segundos, 30 segundos, 1 minuto, 2 minutos, 4 minutos, 8 minutos, 15 minutos, 30 minutos, 1 hora, 2 horas, 4 horas, 8 horas e 24 horas. Após este processo a amostra foi desidratada (em estufa 105 – 110°C) novamente e passada pelo processo de peneiramento inicial novamente. Tal protocolo permitiu a determinação da classificação de solo (granulometria).

Adicionalmente, analisou-se a densidade do lodo seco, parâmetro importante para a classificação do tipo de solo presente no lodo. Para tanto, macerou-se cerca de 20g de amostra, peneirando-se em peneira com abertura de 2 mm. A amostra peneirada foi então transferida para um balão volumétrico de 1 L contendo álcool, inicialmente pesou-se em uma balança analítica (marca: Bel Engineering, modelo M214 Ai) o balão volumétrico de 1 L vazio, em seguida o balão somente com álcool e somente com lodo, posteriormente adicionou-se ambos e calculou-se a massa específica através das massas obtidas nas pesagens.

4.2.2 Protocolo de acidificação para recuperação dos íons Al^{3+} do lodo residual

O lodo utilizado nos experimentos de recuperação ácida foi coado em papel filtro e desidratado em estufa por 24 horas a 120°C . Posteriormente, o lodo seco foi macerado em almofariz e peneirado em peneira com espessura de 2 mm e malha 9. Duas soluções de lodo seco e peneirado foram preparadas, visando obter a melhor proporção para o lodo residual de estudo: (i) considerando proporção de 100 g de lodo seco para 1 L de água (VILELA, 2020), e (ii) com proporção 200 g para 1 L de água. Cada solução foi homogeneizada em agitador mecânico por 24 horas em temperatura ambiente, previamente à submissão ao tratamento ácido.

Na sequência, iniciou-se a acidificação das duas soluções de lodo seco com HCl (concentração 38%, densidade: 1,190), na qual o pH foi ajustado para variar entre 2 e 4, com monitoramento frequente dos tempos de reação entre 10 e 20 min. A quantidade de HCl utilizada seguiu a razão estequiométrica da reação como apresentada na Equação 1 (BASRI et al., 2019). Cada solução permaneceu em agitação mecânica constante por 24 horas em temperatura ambiente, corrigindo-se o volume para 1 L com água destilada quando necessário. Posteriormente submeteu-se as soluções ao processo de sedimentação por 12 horas, sendo o sobrenadante filtrado (coagulante recuperado) e encaminhado para os ensaios de tratabilidade e o decantado descartado.



A partir da comparação entre as concentrações de alumínio do lodo residual bruto e da concentração de alumínio solúvel no coagulante recuperado, estimou-se o percentual de recuperação para as duas soluções de lodo seco preparadas. Optou-se dentre as opções por ácido clorídrico devido a disponibilidade (uma vez que ambos os ácidos são controlados pela polícia federal através da Lei nº 10.357/2001 e demais atualizações), e devido a menor solubilização de impurezas, conseqüentemente menor geração de subprodutos indesejados.

4.2.3 Ensaios de tratabilidade com o coagulante recuperado

4.2.3.1 Preparo da água bruta sintética

A água artificial nos ensaios de tratabilidade com o coagulante recuperado foi preparada a partir da solubilização de ácido húmico (fórmula: $\text{C}_{308}\text{H}_{328}\text{O}_{90}\text{N}_5$, marca Sigma-Aldrich) e caulinita (fórmula: $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, marca: Sigma-Aldrich) em água destilada.

(CANELLAS, 2005). O ácido húmico é o responsável por aderir cor à água. Já a caulinita é um mineral do grupo dos silicatos hidratados, responsável por garantir turbidez à água de estudo (SILVA, 2001).

A proporção destes dois componentes baseou-se no trabalho de Sá (2016), sendo testadas três misturas diferentes, a saber:

- Mistura A: Turbidez: 300 NTU; Cor: 25 uC
- Mistura B: Turbidez: 130 NTU; Cor: 60 uC
- Mistura C: Turbidez: 50 NTU; Cor: 40 uC

A Tabela 6 mostra as massas de caulinita e ácido húmico usadas em cada uma das três misturas, considerando-se volume total de 20 litros. Durante o processo de preparação de água bruta observou-se dificuldade para se atingir altos valores de cor, porém prosseguiu-se com os valores obtidos.

Tabela 6 - Massas aproximadas de caulinita e ácido húmico usadas para o preparo da água bruta sintética.

Mistura	Massa de caulinita (g)	Massa de ácido húmico (g)
A	5,369	0,046
B	2,681	0,023
C	1,786	0,011

Fonte: Da Autora (2023)

4.2.3.2 Características operacionais dos ensaios de tratabilidade

Os ensaios de tratabilidade com o coagulante recuperado foram realizados em equipamento Jar-test (marca Ethik, modelo LBD6). O equipamento foi operado considerando as seguintes variáveis: gradiente de velocidade durante a mistura rápida de 180 s^{-1} , gradiente de velocidade na floculação de 30 s^{-1} , tempo de agitação da mistura rápida de 1 minuto, tempo de floculação de 10 minutos e tempo de sedimentação de 30 minutos (FILIPAKI, 2018). Como água bruta utilizou-se águas sintéticas produzidas a partir da adição de ácido húmico (fórmula: $\text{C}_{308}\text{H}_{328}\text{O}_{90}\text{N}_5$, marca Sigma-Aldrich) e caulinita (fórmula: $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, marca: Sigma-Aldrich), dissolvidas em água destilada, de forma a garantir cor e turbidez.

Ao observar que o pH final da água bruta artificial era inferior a 7,0, realizaram-se testes prévios para determinação da dosagem ideal de alcalinizante, visando ajustar o pH da água bruta em 7,0. Para isso, utilizou-se solução de hidróxido de sódio (1 M). Neste teste utilizou-se água bruta artificial com turbidez média de $269 \pm 7,78$ NTU, cor média de 40 ± 2 uC e dosagem

de coagulante recuperado de 15 mg.L⁻¹. Variou-se as dosagens de alcalinizante de 1,5; 1,9; 3,8; 7,5 e 15 mg.L⁻¹. O equipamento Jar-test foi operado com gradiente de velocidade durante a mistura rápida de 180 s⁻¹, gradiente de velocidade na floculação de 30 s⁻¹, tempo de agitação da mistura rápida de 1 minuto, tempo de floculação de 10 minutos e tempo de sedimentação de 30 minutos. Alíquotas do sobrenadante foram retiradas ao longo de 5, 7, 14 e 30 minutos de teste e a variação da turbidez e da cor foi aferida.

Após a definição da dosagem ideal de alcalinizante procedeu-se aos ensaios de tratabilidade. O equipamento Jar-test foi operado com gradiente de velocidade durante a mistura rápida de 180 s⁻¹, gradiente de velocidade na floculação de 30 s⁻¹, tempo de agitação da mistura rápida de 1 minuto, tempo de floculação de 10 minutos e tempo de sedimentação de 30 minutos. Alíquotas do sobrenadante foram retiradas ao longo de 5, 7, 14 e 30 minutos de teste e a variação da turbidez e da cor foi aferida. As dosagens de coagulante recuperado testadas foram de 5, 10, 15, 20 e 25 mg Al³⁺.L⁻¹.

Ao final dos ensaios de tratabilidade, a efetividade do coagulante recuperado em promover a remoção de turbidez e cor da água sintética foi avaliada. Os teores de alumínio e ferro presentes no coagulante recuperado e no efluente final dos ensaios de tratabilidade também foram monitorados, corroborando para a elucidação da efetividade do coagulante recuperado.

4.3 ANÁLISES QUÍMICAS

As análises químicas conduzidas neste estudo estão detalhadas na Tabela 7 e foram conduzidas de acordo com os protocolos estabelecidos nas várias edições do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012; APHA 2017) e metodologias certificadas pela USEPA.

As análises de acidez, alcalinidade (incluindo bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos) e dureza (envolvendo carbonatos, não carbonatos e total) foram realizadas seguindo estritamente as metodologias de titulação estabelecidas nas respectivas referências documentais, a saber, 2310.B, 2320.B e 2340, conforme prescritas no compêndio *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). Para efetuar as análises de cloreto, ferro, manganês e sulfato, foram empregados testes prontos da marca CHEMETRICS, especificamente denominados como "Kit Vacu-vials". Estes testes estão fundamentados nas metodologias estabelecidas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

- Cloreto – Método 4500-Cl⁻ (APHA, 1997);
- Ferro – Método 3500-Fe B (APHA, 1997)
- Manganês – Método 314C (APHA, 1975);
- Sulfato – Método 426C (APHA, 1980);

As leituras dos parâmetros de cloreto, ferro, manganês e sulfato foram realizadas em um fotômetro multiparâmetro V2000 (marca: Chemetrics).

A quantificação dos parâmetros de pH, turbidez e cor aparente foi conduzida utilizando os seguintes equipamentos. O pH foi determinado pelo uso do analisador multiparâmetro HQ440D da marca Hach com auxílio de um eletrodo modelo PHC101, em conformidade com a norma internacional (EN ISO 10523, DIN 19266), a turbidez foi avaliada utilizando o analisador de turbidez 2100Q da marca Hach, seguindo o protocolo USEPA 180.1 e por fim, a cor aparente foi medida com o analisador DM-COR da marca Digimed, de acordo com a metodologia SMEWW - Método 2120 B e C – COLOR. Para a análise de condutividade, o mesmo equipamento utilizado para medir o pH, ou seja, o analisador HQ440D da marca Hach, foi empregado, mas com a metodologia utilizando o eletrodo modelo CDC40101.

As análises de alumínio, amônia, nitrato e nitrito foram conduzidas utilizando a metodologia "TNTplus Vial Tests" da marca Hach, seguindo as diretrizes estabelecidas pelos métodos EPA correspondentes.

- Alumínio – Método Eriochrome Cyanine R (8326)
- Amônia – Método 350.1, 351.1, 351.2 (10205) (EPA,1983)
- Nitrato – Método 40 CRF 141 (10206) (EPA,1979)
- Nitrito – Método 10237 (EPA,1979)

As leituras dos parâmetros de alumínio, amônia, nitrato e nitrito foram efetuadas utilizando o espectrofotômetro DR6000, que conta com curvas de calibração atualizadas de fábrica por lote, por meio de atualizações de software, sendo este equipamento da marca Hach.

A análise de flúor foi conduzida por meio da metodologia SPANDS (método 40 CRF 141) com leitura utilizando o colorímetro DR890, também da marca Hach.

Tabela 7 - Análises químicas realizadas neste trabalho.

Parâmetro	Unidade	L.Q. ^a	V.M.P. ^b	Método
Acidez	mg/L	1,0	-	Titulométrico
Alumínio	mg/L	0,008	0,2	Fotométrico
Amônia	mg/L	0,2	1,5	Fotométrico
Alcalinidade de Bicarbonatos	mg/L	1,0	-	Titulométrico
Alcalinidade de Carbonatos	mg/L	1,0	-	Titulométrico
Alcalinidade de Hidróxidos	mg/L	1,0	0,0	Titulométrico
Cloreto	mg/L	0,8	250,0	Fotométrico
Condutividade	µS/cm	0,01	-	Condutivimétrico
Cor aparente	uH	3,0	15	Colorimétrico
Dureza de Carbonatos	mg/L	1,0	-	Titulométrico
Dureza de não Carbonatos	mg/L	1,0	-	Titulométrico
Dureza Total	mg/L	1,0	300	Titulométrico
Ferro	mg/L	0,01	0,3	Fotométrico
Fluoreto	mg/L	0,02	1,5	Fotométrico
Manganês	mg/L	0,03	0,1	Fotométrico
Nitrito	mg/L	0,6	1	Fotométrico
Nitrato	mg/L	0,2	10	Fotométrico
pH	-	2,0 - 14,0	-	Potenciométrico
Sulfato	mg/L	0,8	250	Fotométrico
Turbidez	NTU	0,01	5,0	Nefelométrico

Fonte: Da autora, 2023.

Nota:

- a. LQ = Limite de Quantificação
- b. VMP= Valor Máximo Permitido pela Portaria GM/MS nº 888/2021.

4.4 QUANTIFICAÇÃO DE LODO

Os cálculos de quantificação de lodo se deram a partir de análises de sólidos em suspensão totais (SST) através de metodologia através da metodologia de sólidos da SABESP.

A quantificação de sólidos em suspensão totais é realizada inicialmente ao colocar uma membrana em um cadinho secá-lo à 105°C por 15 minutos, posteriormente secar o cadinho em forno mufla 500°C por 30 minutos, resfriar o cadinho em um dessecador (até a temperatura ambiente) e pesá-lo (P1) em seguida, posteriormente fracionar com auxílio de uma proveta 50mL de amostra e filtrar com auxílio de um sistema de filtração à vácuo, inserir o cadinho e membrana com amostra em estufa por 24h à 105°C em seguida resfria-lo em um dessecador até que esteja em temperatura ambiente para finalizar o mesmo deverá ser pesado (P2). Posteriormente com os dados P1 e P2 em mão é possível realizar os cálculos através da equação 6 apresentada abaixo.

$$SST = \frac{P2-P1}{Volume\ de\ amostra} \times 1.000.000 \quad (6)$$

Já a determinação da quantidade de lodo gerado na estação de tratamento em estudo foi realizada com base nas informações dos relatórios CODAU (2022) e seguindo a metodologia proposta por Katayama (2012) como referência teórica. Essa abordagem permitiu calcular a produção de lodo de forma empírica no contexto específico da estação de tratamento em questão, fornecendo dados valiosos para a gestão eficiente dos resíduos gerados durante o processo de tratamento de água através da Equação 7. Onde Tu é a turbidez da água bruta apresentada:

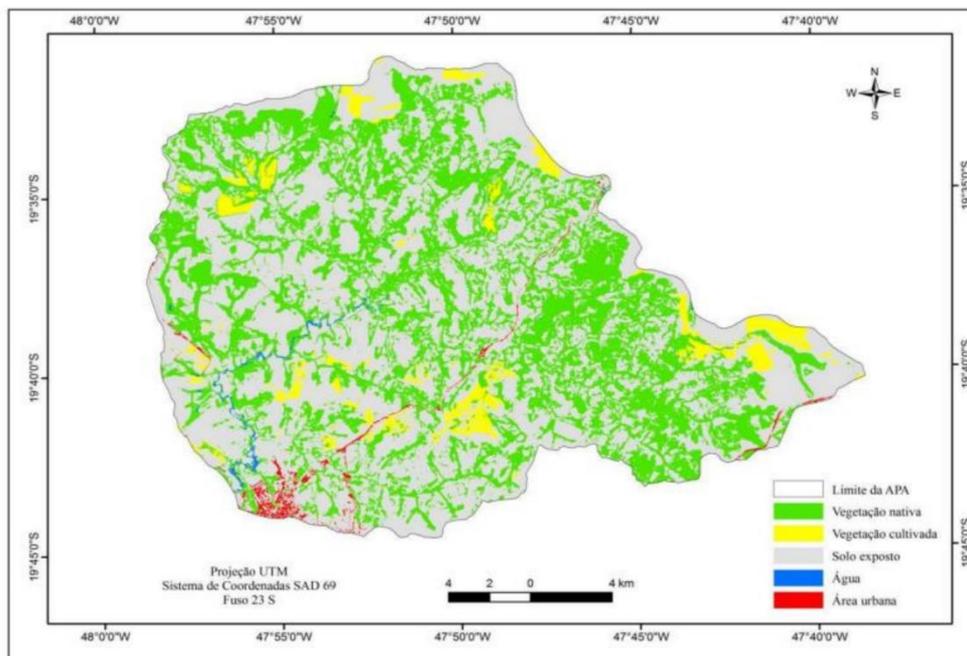
$$P = 3,5 \times 10^{-3} \times Tu^{0,66} \quad (7)$$

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE LODO RESIDUAL

A ETA da qual coletou-se o lodo residual está situada na Área de Proteção Ambiental (APA) do rio Uberaba (Figura 7), e possui outorga para captação de 1,2 m³/s. As tabelas 8 e 9 apresentam as dimensões dos floculadores e decantadores da ETA de estudo, respectivamente, dados obtidos a partir do estudo “Análise de Dados e Diagnóstico do SAA” realizado pela empresa PROJETAE em 2022.

Figura 7 - Área de Preservação Ambiental do Rio Uberaba.



Fonte: CODAU, 2022.

Tabela 8 - Dimensões dos floculadores das ETA's

<i>Parâmetro</i>	<i>ETA 1</i>	<i>ETA 2</i>	<i>ETA 3</i>
Vazão máxima	300 L.s ⁻¹	700 L.s ⁻¹	200 L.s ⁻¹
Tipo	Mecanizado: Turbina axial	Mecanizado: Turbina axial	Mecanizado: Turbina axial
Número de módulos	02	02	02
Número de câmaras por módulo	03	03	03
Dimensões das câmaras	4,4 x 4,7 x 4,4 m	4,8 x 4,8 x 3,9 m	4,7 x 4,7 x 3,9 m
Volume por câmara	91 m ³	89,9 m ³	86,1 m ³
Volume por modulo de floculação	273,0 m ³	269,7 m ³	258,45 m ³
TDH	23 min	12,8 min	32 min
Gradiente de velocidade	1ª câmara: 30-70 s ⁻¹ 2ª câmara: 20-50 s ⁻¹ 3ª câmara: 20-40 s ⁻¹	1ª câmara: 30-70 s ⁻¹ 1	1ª câmara: 30-70 s ⁻¹ 2ª câmara: 20-50 s ⁻¹ 3ª câmara: 20-40 s ⁻¹

Fonte: Adaptada CODAU, 2022.

Tabela 9 - Dimensões dos decantadores das ETA's

<i>Parâmetro</i>	<i>ETA 1</i>		<i>ETA 2</i>	<i>ETA 3</i>
Módulo	1º módulo	2º módulo	-	-
Tipo	Retangular alta taxa (fluxo vertical)	Convencional	Convencional	Convencional
Número de decantadores	02	02	02	02
Número de câmaras por decantador	01	01	02	01
Comprimento da câmara	8,60 m	8,60 m	25,0 m	15,1 m
Largura das câmaras	12,10 m	12,10 m	14,80 m	14,5 m
Área superficial	104,06 m ²	104,6 m ²	740 m ²	437,9 m ²
Taxa de aplicação	124,54 m ³ /m ² /d (vazão máx. 300 L.s ⁻¹)	124,54 m ³ /m ² /d (vazão máx. 300 L.s ⁻¹)	81,73 m ³ /m ² /d (vazão máx. 700 L. s ⁻¹)	39,46 m ³ /m ² /d (vazão máx. 200 L. s ⁻¹)
Velocidade de sedimentação máxima	1,0 cm.min ⁻¹	0,36 cm.s ⁻¹	5,78 cm.min ⁻¹	0,75 cm.s ⁻¹
Módulos de sedimentação	Tubulares			
Comprimento	1,50 m	-	-	-
Inclinação	55°			
Distribuição	01 canal	-	-	-

Fonte: Adaptada CODAU, 2022.

5.2 CARACTERIZAÇÃO GRANULOMÉTRICA E FÍSICO-QUÍMICA DO LODO RESIDUAL

Foram submetidos ao processo de filtração e desidratação (secagem em estufa à 120°C por 24h) cerca de aproximadamente 40 litros de amostra bruta, que resultaram em aproximadamente 4 kg de lodo seco que foram utilizados durante todo o processo de caracterização e acidificação.

As caracterizações granulométricas e mineralógicas do lodo residual foram baseadas nas normas ABNT NBR 7181/16, NBR 6508/84 e NBR 5734/80. Com amostra de lodo seco (LS) iniciou-se então o processo de peneiramento para determinação da classificação de solo (granulometria), conforme resultados expostos na Tabela 10.

Tabela 10 - Resultados do peneiramento para análise de classificação do solo.

Peneira	Abertura (mm)	Peneira	Massa peneira + solo (g)	Massa Retida (g)	Massa Acumulada (g)	Porcentagem que passa (%)
16	1,2	387,07	387,33	0,26	0,26	99,34
30	0,6	346,41	347,24	0,83	1,09	97,21
40	0,42	333,89	335,39	1,5	2,59	93,38
50	0,3	344,54	349,05	4,51	7,1	81,86
100	0,15	333,46	351,71	18,25	25,35	35,22
200	0,075	285,59	299,37	13,78	39,13	0,00
Fundo	-	362,62	364,79	2,17	41,3	

Fonte: Da autora, 2023.

A Tabela 11 demonstra os dados referentes ao cálculo de massa específica de acordo com a NBR 6508/1984.

Tabela 11 - Determinação de massa específica da amostra e detalhamento dos resultados das análises granulométricas. Dados: Pseco = 70g, $\rho_s = 2,44 \text{ g.cm}^{-3}$, $\rho_w = 1$; % que passa na peneira de 2 mm (N) = 100.

Tempo		Leitura Densímetro (Ld)	Temperat. (°C)	Lcorríg. d	Viscosidade (g.s/cm2)	Altura de queda (a)	Diâmetro médio (mm)	% “solo” que passa
Minuto	Segundos							
0,50	30	1,03	27,60	1,002539	8,62534E-06	12,42	0,0530	54,37
1,00	60	1,02	27,60	1,002539	8,62534E-06	12,56	0,0377	49,53
2,00	120	1,02	27,60	1,002539	8,62534E-06	12,79	0,0269	42,27
4,00	240	1,02	27,60	1,002539	8,62534E-06	11,83	0,0183	37,43
8,00	480	1,02	27,00	1,002685	8,7397E-06	11,98	0,0131	32,23
15,00	900	1,01	27,10	1,002661	8,72048E-06	12,13	0,0096	27,45
30,00	1800	1,01	27,10	1,002661	8,72048E-06	12,28	0,0068	22,61
60,00	3600	1,010	27,10	1,002661	8,72048E-06	12,43	0,0049	17,77
120,00	7200	1,0085	27,80	1,002489	8,58773E-06	12,54	0,0034	14,55
240,00	14400	1,01	28,80	1,002236	8,40349E-06	12,65	0,0024	11,53
480,00	28800	1,01	30,00	1,00192	8,19042E-06	12,80	0,0017	7,45
1440,00	86400	1,00	26,10	1,002899	8,91574E-06	12,88	0,0010	2,67

Fonte: Da autora, 2023.

Para finalizar a caracterização granulométrica do lodo utilizou-se um densímetro, cuja curva de calibração está retratada na Figura 8. As três primeiras alturas de queda (Figura 7) foram obtidos pela Equação 2, já as demais leituras seguem o perfil de comportamento expresso pela Equação 3. Tais equações foram observadas e consideradas durante o processo de calibração do densímetro. Os dados obtidos estão apresentados na Tabela 12.

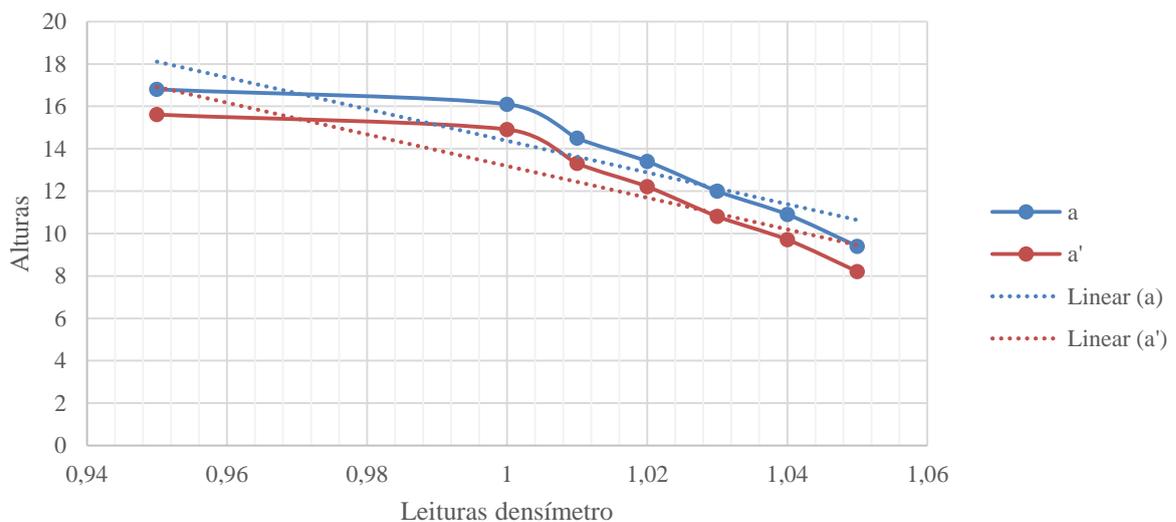
Tabela 12 - Dados para curva de calibração densímetro.

Leituras iniciais		Demais leituras	
Leitura densímetro	a	a'	
0,950	16,800	15,610	
1,000	16,100	14,910	
1,010	14,500	13,310	
1,020	13,400	12,210	
1,030	12,000	10,810	
1,040	10,900	9,710	
1,050	9,400	8,210	

$$89,085 - 74,717 \times LD = 0 \quad (2)$$

$$87,895 - 74,717 \times LD = 0 \quad (3)$$

Figura 8 - Curva de calibração do densímetro. (a) é representado pela equação (2). (a') é representado pela equação (3). Linear (a) e linear (a') representam as linhas de tendência de cada uma das curvas.



Fonte: Da autora, 2023.

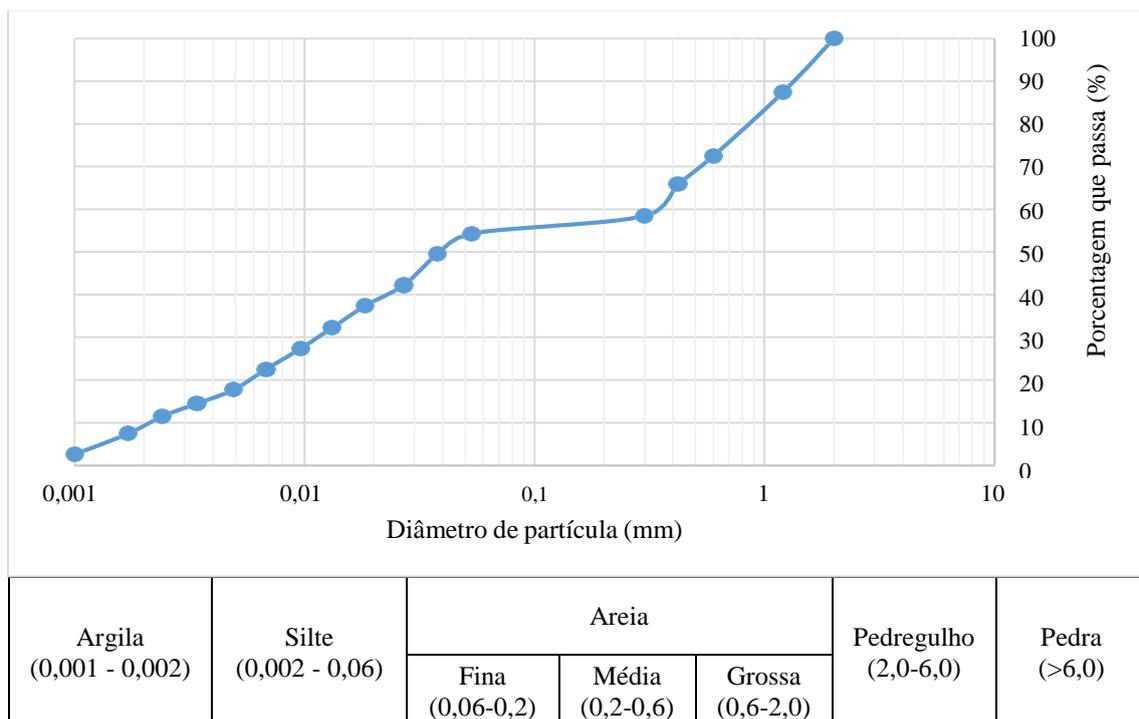
A partir das análises e equações obteve-se massa específica do lodo de $2,445 \text{ g.cm}^{-3}$, conforme a NBR 6508/1984. Este dado é essencial para análise de granulometria. Na sequência, determinou-se a classificação do tipo de solo presente no lodo residual da ETA, de acordo com a NBR 6502/95 (Figura 8). Portanto, o lodo residual possui 9% de argila, 46% de silte, 46% de areia e 0% de pedregulho, sendo classificado como um solo silte-areno-argiloso (Figura 8).

Com os dados obtidos é possível afirmar que a amostra em estudo não apresenta uniformidade, uma vez que seu coeficiente de uniformidade é de 16,687. Tal valor é definido como pouco uniforme (pois é maior que 10 (considerado perfeitamente uniforme)) de acordo com a Equação 4, na qual considera-se o diâmetro de 60% do material peneirado (D_{60}) e o diâmetro efetivo (D_{10}). Portanto, pode-se afirmar que a amostra é estável, porém a partir da Equação 5 observou-se que a amostra é mal graduada, ou seja possui muitos estados vazios em suas partículas.

$$Cu = \frac{D_{60}}{D_{10}} \quad (4)$$

$$Cu = \frac{D_{30}^2}{D_{60} \times D_{10}} \quad (5)$$

Figura 9 - Granulometria da amostra de lodo residual.



Fonte: Da Autora (2023).

Em comparativo com a literatura Vilela (2020) trabalhou com 2 (dois) tipos de lodo de estação de tratamento de água advindos de Presidente Prudente e a Apucarana ambas com sistema convencional de tratamento e obteve na primeira cerca de 17,19% de areia, 36,51% de silte e 46,30 de argila, já no segundo caso obteve-se 57,22 de areia, 10,38% de silte e 32,40% de argila, as coletas das amostras analisadas por Vilela (2020) foram coletadas em janeiro e outubro respectivamente períodos com características semelhantes.

Informações como o período de coleta são importantes ambos os períodos utilizados neste trabalho e também por Vilela (2020) se trata de períodos de chuva, neste período são lixiviados matéria orgânica para dentro dos cursos d'água que podem caracterizar a presença de partículas finas como argila e silte (TEIXEIRA et al., 2011).

A partir destas informações podemos definir que as características granulométricas são determinadas pelas características dos corpos d'água e suas margens durante os períodos chuvosos, é possível não há interpelação entre os dados obtidos e os levantados pela literatura, e até mesmo o próprio estudo encontrado demonstra que duas estações localizadas próximas apresentam porcentagem de particulados diferentes e característicos dos seus corpos d'água.

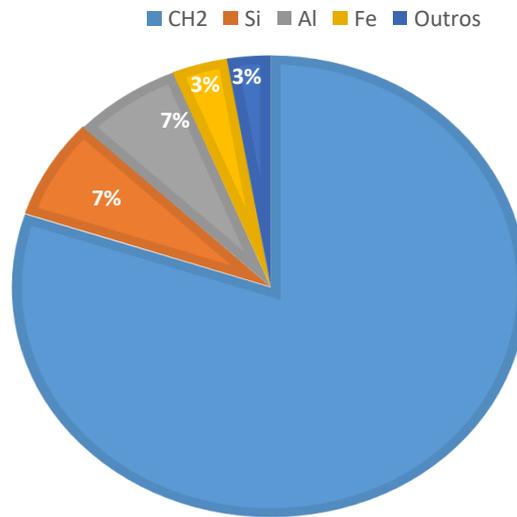
As Figuras 10 e 11 retratam o perfil de compostos químicos e óxidos presentes na amostra de lodo seco, respectivamente, a partir da análise de Espectrometria por Fluorescência de Raios-X (FRX). Identificou-se a presença de 7% de alumínio e 3% de ferro (Figura 10). Além da detecção de metais como ferro e alumínio identificaram-se também compostos como matéria orgânica, silício, titânio, cálcio, potássio, manganês, cloreto, bário entre outros, como demonstrado na Tabela 13.

Tabela 13 - Caracterização do lodo bruto (espessura 2mm).

Amostra	Elemento (%)										
	Si	Fe	Al	Ti	Ca	K	Ba	Mg	Cl	P	Mn
ETA _(estudo)	11,74	12,95	11,74	2,80	1,43	1,08	0,55	0,51	0,49	0,22	0,24
	Zr	S	Ce	Nb	Cr	Sr	V	Ni	Zn	Cu	
	0,19	0,140	0,10	0,07	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	

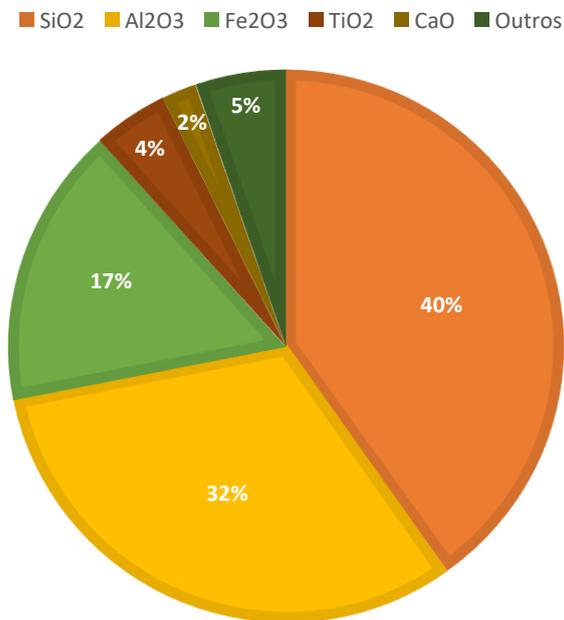
Fonte: Da Autora (2023).

Figura 10 - Compostos identificados na análise de FRX.



Fonte: Da autora, 2022.

Figura 11 - Óxidos identificados na análise de FRX (Normalizados)



Fonte: Da Autora (2023).

Vilela (2020) caracterizou lodo residual de ETA a partir de Espectrometria de Raios-X por Dispersão de Energia (EDX) e obteve concentrações de 34,94% e 21,87% de alumínio e ferro, respectivamente. Delgado (2016), Martins (2014) e Dandolini (2014) observaram 35,55%, 32,60% e 18,08% de alumínio em lodos residuais de ETA, respectivamente. Já as

concentrações de ferro registradas foram de 26,65%, 11,50% e 26,92% para amostras analisadas por Delgado (2016), Martins (2014) e Dandolini (2014), respectivamente.

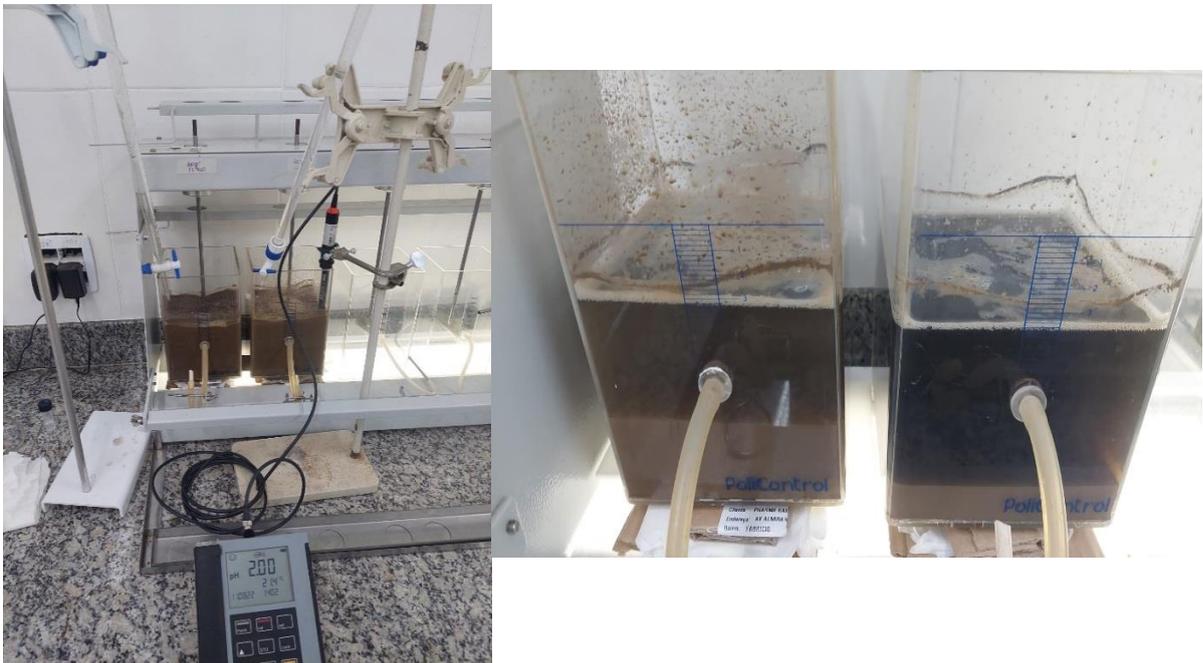
Analisando-se os dados e comparando-os com a literatura é importante destacar que os dados obtidos para os metais de interesse alumínio e ferro demonstraram uma porcentagem inferior aos encontrados em outros trabalhos. A quantidade de alumínio encontrada no lodo está diretamente interligada a composição do solo nas proximidades do corpo receptor (manancial superficial) e também ao tipo e quantidade de coagulante utilizado uma vez que em grande parte dos casos são utilizados coagulantes a base de alumínio, o lodo coletado no estudo realizado é um resíduo gerado com a utilização de sulfato de alumínio ferroso, com isso há grande presença de ambos os metais quando analisados, mostrando um potencial para extração.

O silício que apresenta em nossa amostra um índice elevado e próximo aos níveis de ferro e alumínio, estão associados à minerais com composições de silicatos que se unem a metais com isso é comum a sua presença neste tipo de resíduo.

5.3 RECUPERAÇÃO DE COAGULANTE POR VIA ÁCIDA

Na etapa de recuperação do coagulante por via ácida foram testadas duas soluções de lodo seco em água: 100 g/L e 200 g/L (Figura 10), uma vez que as porcentagens de alumínio e ferro identificados pelo FRX foram menores do que os resultados de outros trabalhos da literatura (Vilela, 2020; Delgado, 2016, Martins, 2014 e Dandolini, 2014). Durante o processo de homogeneização, após a adição do ácido clorídrico, observou-se constante mudança do pH, com isso optou-se por controle contínuo para estabilização do pH entre 2 e 4. Esta faixa de pH foi apontada na literatura como ideal para melhor extração do alumínio. Ao final do processo de homogeneização, utilizou-se volume aproximado de 200 mL de ácido clorídrico na concentração de 0,02 M (20%).

Figura 12 - Processos de homogeneização da solução de lodo seco com pH controlado e decantação.



Fonte: Da autora, 2023.

Após a decantação retirou-se o sobrenadante que chamaremos a partir desta etapa de coagulante recuperado e verificou-se as concentrações de alumínio e ferro recuperados. Para a solução de 100 g lodo/L água detectou-se 2,4 g $\text{Al}^{3+} \cdot \text{L}^{-1}$ e 0,81 g $\text{Fe}^{2+} \cdot \text{L}^{-1}$. Já para a solução de 200 g lodo/L água obtiveram-se concentrações de alumínio e ferro de 3,24 e 1,02 g $\cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente. Devido ao aumento pouco expressivo quando comparado a quantidade de lodo bruto utilizado para preparar a solução de lodo seco em água, optou-se por prosseguir com as extrações, análises e aplicações utilizando-se o coagulante extraído a partir da solução feita com 100 g de lodo seco/L água (2,4 g $\text{Al}^{3+} \cdot \text{L}^{-1}$ e 0,81 g $\text{Fe}^{2+} \cdot \text{L}^{-1}$).

Ramos (2001) indica que a quantidade de alumínio extraído pelo processo de extração ácida está diretamente interligada a quantidade de coagulante utilizando durante o tratamento, disponibilidade do metal no corpo d'água e concentração de sólidos suspensos totais, a reação de extração por via ácida é efetuada por excesso de acidez e reação de permuta iônica, termodinamicamente desfavorável, onde os metais sofrem hidrólise para que a extração seja bem-sucedida.

Através do diário de bordo, registrou-se que o coagulante utilizado durante a coleta amostral apresentava concentração de alumínio 10% de óxido de alumínio, com isso a cada grama de sulfato de alumínio do coagulante utilizado havia 53 miligramas de alumínio disponível.

Comparando-se a literatura Ooi (2018) relata recuperações de 68,8% de alumínio. Por outro lado, Botero (2009) em seus três estudos apresentaram 0,26, 0,23 e 0,31 mmol.g⁻¹ de alumínio em suas amostras de lodo e 0,24, 0,34 e 0,44 mmol.g⁻¹ de ferro. Em comparação à Dandolini (2014) o mesmo obteve uma concentração extremamente superior à encontrada possuindo concentrações média de 29,48 g.L⁻¹ de alumínio e média de concentração de 4,01 g.L⁻¹ de ferro, tais concentrações podem estar relacionadas diretamente as características do solo da bacia hidrográfica onde o corpo d'água está localizado.

5.4 ENSAIOS DE TRATABILIDADE

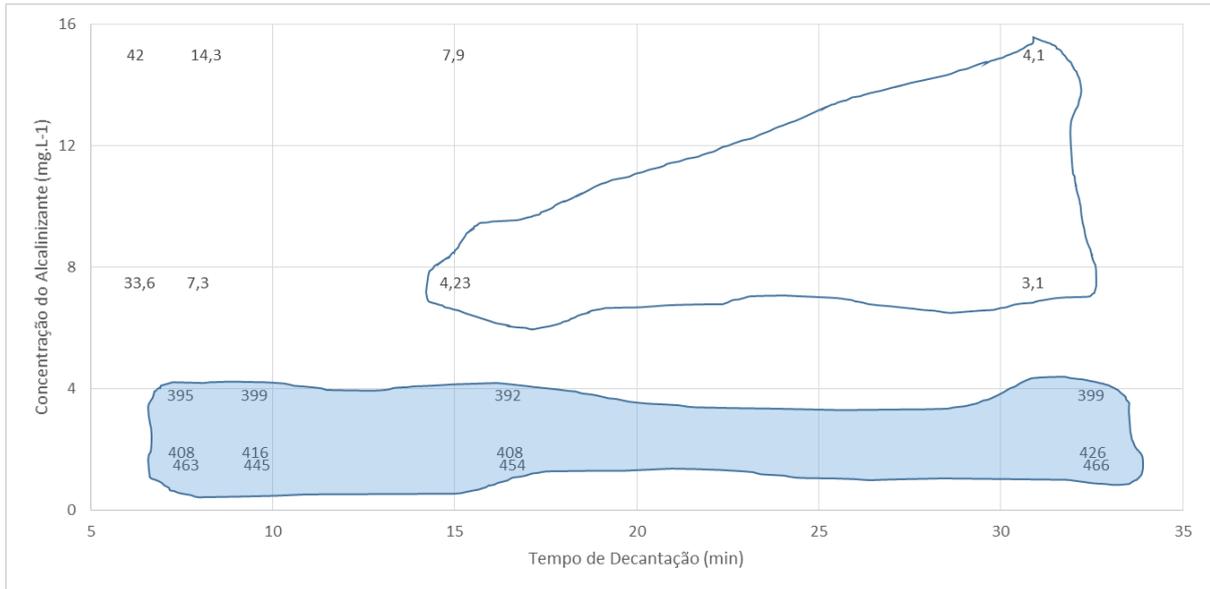
5.4.1 Ensaios para determinação da dosagem ideal de alcalinizante para a água bruta

Inicialmente, foi conduzido um estudo para determinar a dosagem ótima de alcalinizante necessária para ajustar o pH da água bruta sintética. Optou-se pelo uso de hidróxido de sódio (NaOH) 1M como alcalinizante devido às suas propriedades como uma base forte e à sua inércia em relação aos componentes adicionados à água bruta sintética.

No referido teste, a água bruta sintética apresentava uma turbidez média de 269 ± 7 NTU, cor média de 40 ± 2 uC e dosagem de coagulante recuperado de 15 mg.L⁻¹. Variou-se as dosagens de alcalinizante de 1,5; 1,9; 3,8; 7,5 e 15 mg.L⁻¹. O equipamento Jar-test foi operado com gradiente de velocidade durante a mistura rápida de 180 s⁻¹, gradiente de velocidade na floculação de 30 s⁻¹, tempo de agitação da mistura rápida de 1 minuto, tempo de floculação de 10 minutos e tempo de sedimentação de 30 minutos.

Alíquotas do sobrenadante foram retiradas ao longo 5, 7, 14 e 30 minutos de teste e a variação da turbidez e da cor foi aferida. As Figuras 13 e 14 retratam os diagramas de coagulação obtidos para os parâmetros turbidez e cor, respectivamente.

Figura 13 - Diagrama de coagulação analisando-se o parâmetro de turbidez final.



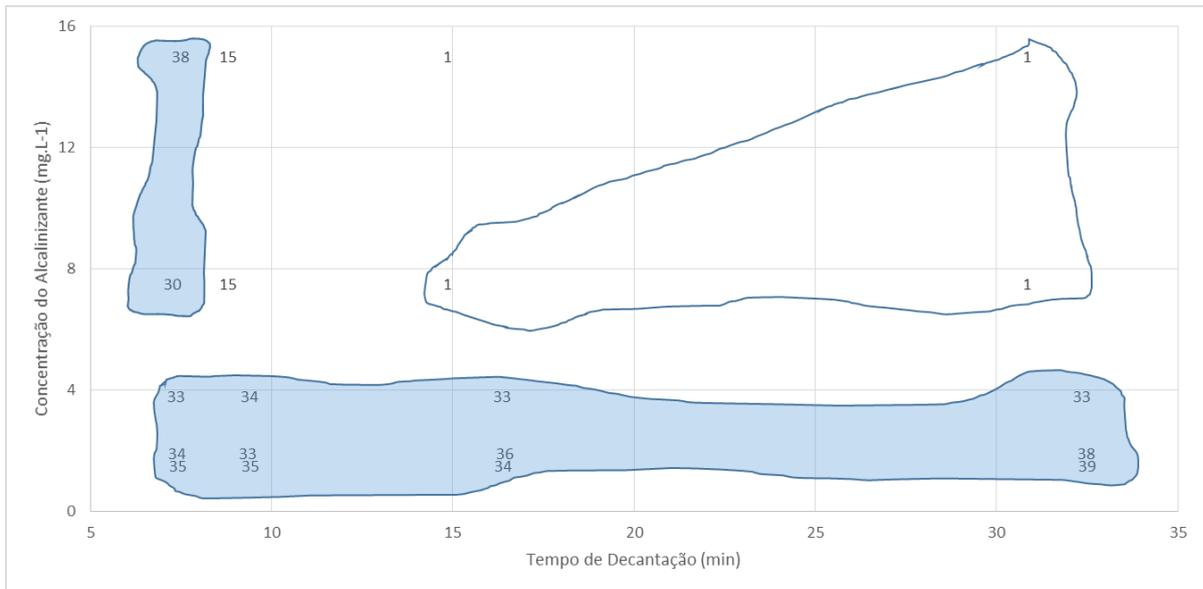
Fonte: Da autora, 2023.

Nota:

- a. Turbidez inicial: 269 ± 7 NTU
- b. Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- c. Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

O diagrama representado na Figura 13 indica que as maiores taxas de remoção de turbidez foram alcançadas quando as dosagens de alcalinizante excederam $7,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Notou-se que o tempo de decantação não teve uma influência significativa na remoção da turbidez. Além disso, é importante destacar que uma eficiência de remoção de turbidez superior a 97% foi atingida em apenas 15 minutos de decantação e 99% em 30 minutos, conforme ilustrado na Figura 13.

Figura 14 - Diagrama de coagulação analisando-se o parâmetro de Cor final.



Fonte: Da autora, 2023.

Nota:

- a. Cor inicial: 40 ± 2 uC
- b. Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- c. Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

A Figura 14 ilustra que concentrações de alcalinizante inferiores a 50% em relação às concentrações de coagulante recuperado resultaram em uma eficiência de remoção de cor inferior a 20%, especialmente quando os tempos de decantação foram inferiores a 7 minutos. Nessa análise, observou-se que eficiências satisfatórias foram alcançadas quando as concentrações de alcalinizante estavam acima de $7,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e 15 mg.L^{-1} de alcalinizante, em tempos de decantação que excedia a 7 minutos.

Adicionalmente, foram analisadas as variações no pH inicial e final em relação às concentrações de coagulante recuperado e alcalinizante. Observou-se que as oscilações de pH foram menores que 10% em concentrações de alcalinizante entre $7,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e 15 mg.L^{-1} de alcalinizante após 30 minutos de decantação. Como resultado, a escolha foi direcionada para a concentração de alcalinizante de 50% em relação à concentração de coagulante recuperado utilizada, pois essa concentração apresentou bons resultados, proporcionando um desempenho satisfatório e economizando volume na busca pelos objetivos pretendidos nos testes subsequentes.

5.4.2 Ensaios de tratabilidade com água bruta sintética

Os ensaios de tratabilidade foram realizados considerando as três misturas de ácido

húmico e caulinita mencionadas no item 4.1.3.1, as quais originaram as três formulações de água bruta mencionadas na Tabela 13.

Tabela 14 - Concentrações de turbidez e cor observadas nas três formulações de água bruta sintética.

Mistura	Massa de caulinita (g)	Massa de ácido húmico (g)	Turbidez (NTU)	Cor (uC)
A	5,367	0,043	364 ± 5	22,3 ± 0,8
B	2,678	0,021	136 ± 6	63,0 ± 2,0
C	1,785	0,013	53 ± 3	45,3 ± 1,6

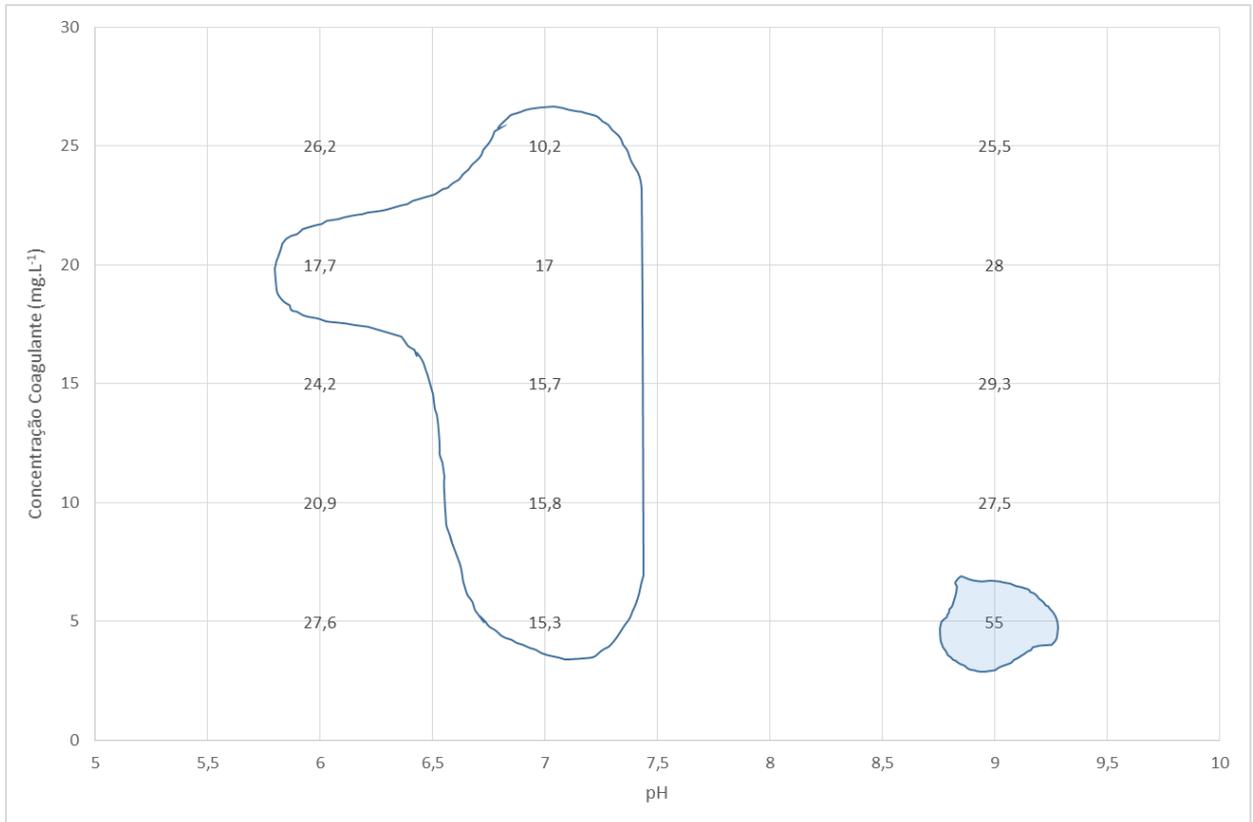
Fonte: Da autora, 2023.

As Figuras 14, 15, 16 e 17 mostram os diagramas de coagulação obtidos para os tempos de decantação de 5, 7, 14 e 30 minutos representando respectivamente as seguintes velocidades de sedimentação 0,5, 0,7, 1,4 e 3,0 cm.min⁻¹. Considerando água bruta com turbidez inicial de 300 NTU e cor inicial de 25 uC, os testes foram realizados com as dosagem de coagulante variando nas seguintes concentrações: 5, 10, 15, 20 e 25 mg.L⁻¹.

Neste mesmo estudo, foi monitorada a remoção de cor, e observou-se que para um pH de 6, todas as dosagens testadas e todos os tempos de decantação resultaram em uma remoção de cor superior a 95%. Quando o pH inicial foi de 7, a eficiência de remoção de cor foi de 100% para todas as dosagens testadas e tempos de decantação superiores a 7 minutos.

No entanto, à medida que o pH aumentou para 9, foi notada uma redução na eficiência da remoção de cor, que diminuiu para aproximadamente 70% em todas as dosagens e tempos de decantação testados.

Figura 15 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de $0,5 \text{ cm.min}^{-1}$ considerando água bruta com turbidez inicial de 300 NTU e cor inicial de 25 uC.



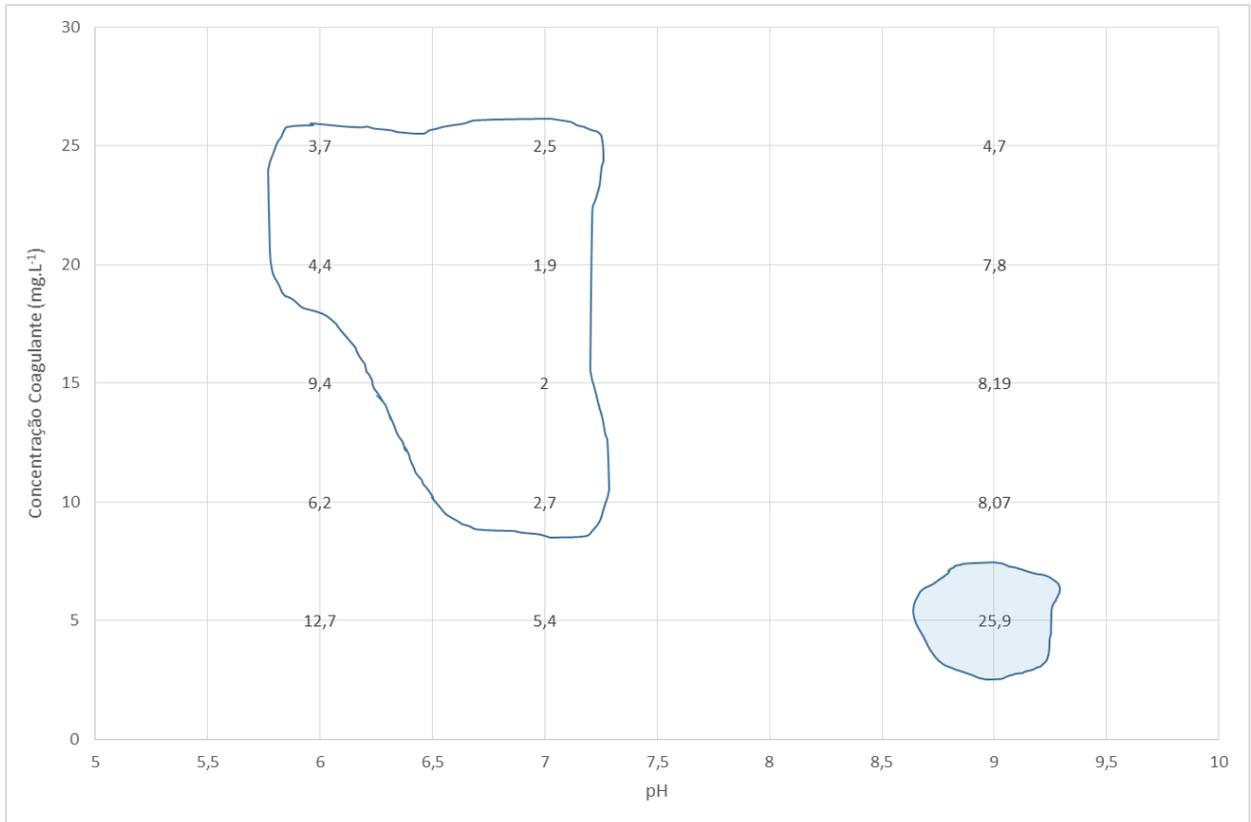
Fonte: Da autora.

Nota:

- a. Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- b. Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

A Figura 15 ilustra que eficiências de remoção de turbidez superiores a 95% foram alcançadas na faixa de pH entre 6,0 e 7,0, independentemente das dosagens de coagulante testadas. Contudo, observou-se que à medida que o pH ultrapassou 7, a eficiência na remoção de turbidez diminuiu, podendo chegar a valores inferiores a 80%, como demonstrado na mesma figura.

Figura 16 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de $0,7 \text{ cm.min}^{-1}$ considerando água bruta com turbidez inicial de 300 NTU e cor inicial de 25 uC.



Fonte: Da autora.

Nota:

- Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

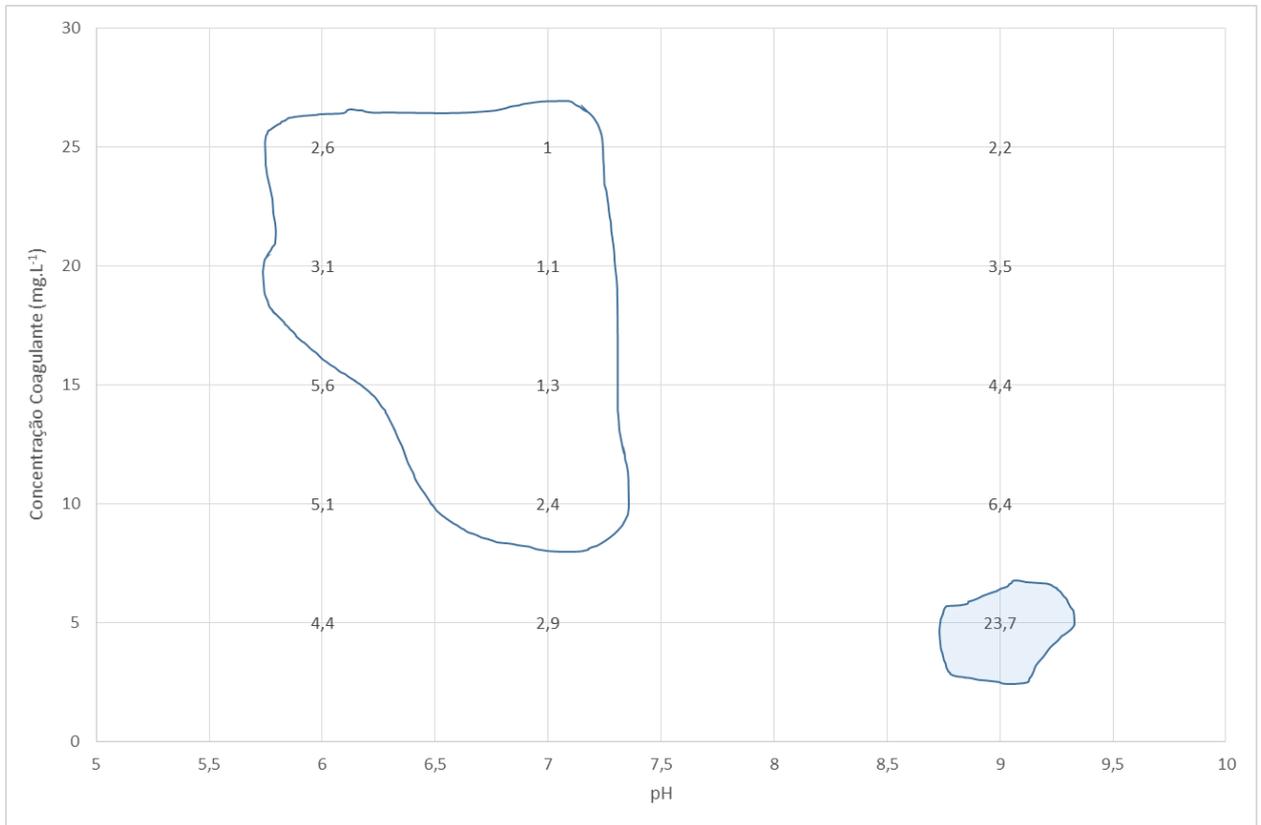
Na Figura 16 é possível observar a eficiência de remoção de turbidez após 7 minutos de decantação. Nesse período, os resultados indicam um desempenho superior na faixa de pH entre 6 e 7, especialmente com concentrações de coagulante recuperado entre 10 e 25 mg.L^{-1} , alcançando uma remoção de turbidez superior a 99%. Por outro lado, em valores de pH acima de 7, as remoções de turbidez foram menos eficazes, com valores abaixo de 90% para concentrações de coagulante recuperado 5 mg.L^{-1} .

Na Figura 16, os resultados obtidos após 14 minutos de decantação indicam que a remoção de turbidez foi superior a 99,5% para os testes realizados com pH inicial de 7 e concentrações de coagulante recuperado entre 15 e 25 mg.L^{-1} . Essa tendência se repete em valores de pH superiores a 7.

Por fim, na Figura 17, é observada uma eficiência superior a 99% na remoção de turbidez para a faixa de pH entre 6 e 7 para todas as concentrações após 30 minutos de

decação. No entanto, para valores de pH acima de 7, houve uma melhoria na remoção, mas ainda inferior quando comparada àquelas em valores de pH mais baixos.

Figura 17 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de $1,4 \text{ cm.min}^{-1}$ considerando água bruta com turbidez inicial de 300 NTU e cor inicial de 25 uC.

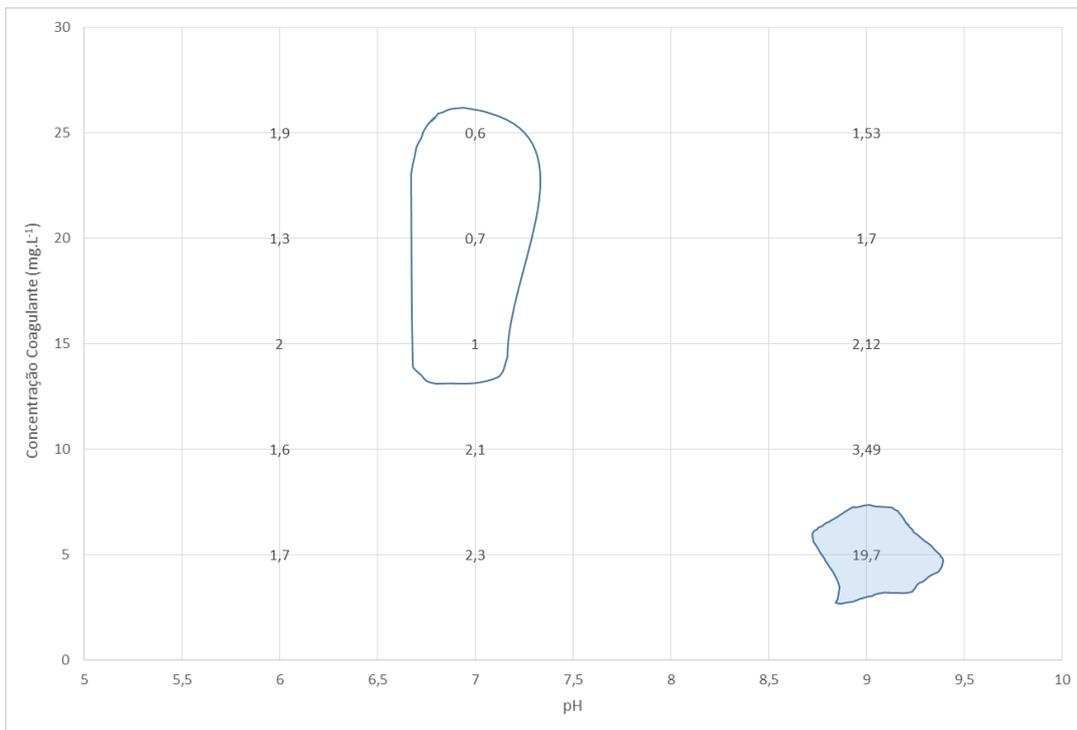


Fonte: Da autora (2023).

Nota:

- a. Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- b. Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

Figura 18 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de $3,0 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ considerando água bruta com turbidez inicial de 300 NTU e cor inicial de 25 uC.



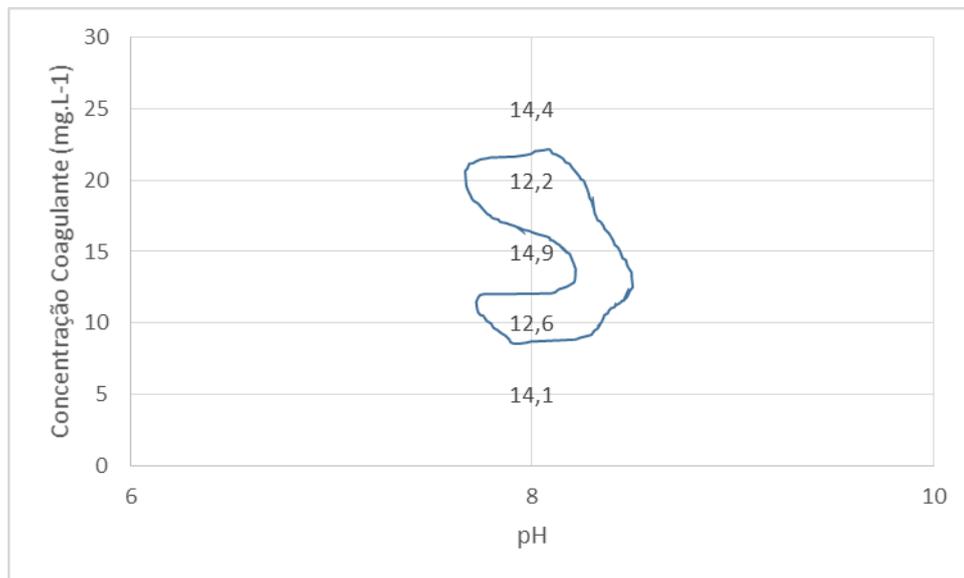
Fonte: Da autora.

Nota:

- a. Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- b. Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

As Figuras 18, 19, 20 e 21 mostram os diagramas de coagulação obtidos para os tempos de decantação de 5, 7, 14 e 30 minutos representando respectivamente as seguintes velocidades de sedimentação $0,5$, $0,7$, $1,4$ e $3,0 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$, considerando água bruta com turbidez inicial de 130 NTU e cor inicial de 60 uC, este teste foi realizado apenas nos pH 8.

Figura 19 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de $0,5 \text{ cm.min}^{-1}$ considerando água bruta com turbidez inicial de 130 NTU e cor inicial de 60 uC.



Fonte: Da autora.

Nota:

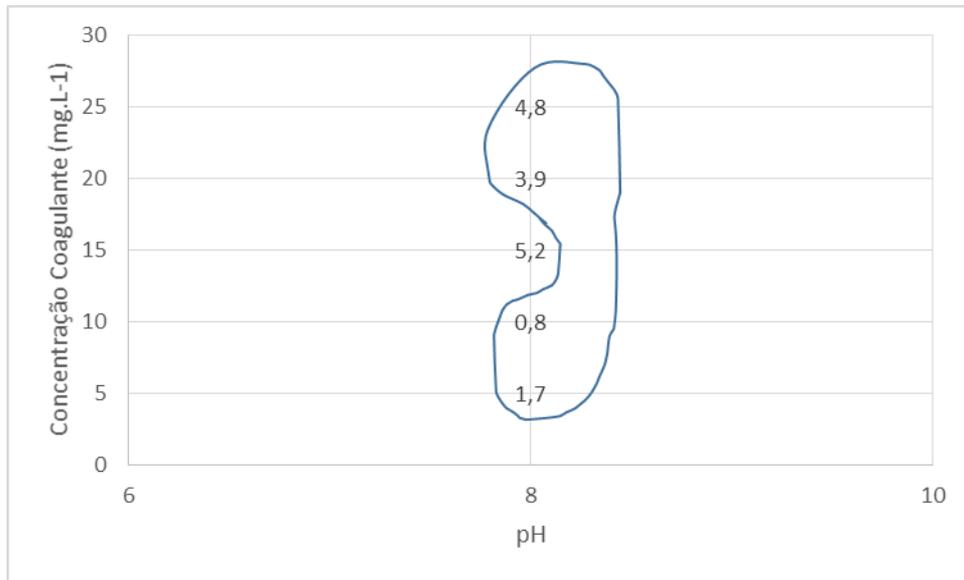
- a. Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- b. Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

A Figura 18 apresenta os resultados de remoção de turbidez para uma velocidade de sedimentação de $0,5 \text{ cm.min}^{-1}$. Como essa velocidade de sedimentação é considerada baixa, conforme demonstrado em testes anteriores, observou-se que os resultados foram favoráveis apenas nas concentrações de 10 e 20 mg.L^{-1} de coagulante recuperado.

As Figuras 19, 20 e 21 destacam que, para as velocidades de sedimentação de $0,7 \text{ cm.min}^{-1}$, $1,4 \text{ cm.min}^{-1}$ e $3,0 \text{ cm.min}^{-1}$, foi possível alcançar uma eficiência de remoção de turbidez superior a 95%. No caso da velocidade de sedimentação mais alta, $3,0 \text{ cm.min}^{-1}$, todos os resultados ficaram consistentemente acima de 99%.

Esses resultados indicam que, em condições de maiores velocidades de sedimentação, o processo de remoção de turbidez mostrou-se altamente eficaz, com eficiências de remoção significativamente elevadas. Esse é um aspecto relevante para a otimização do tratamento de água e a garantia da qualidade da água tratada.

Figura 20 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de $0,7 \text{ cm.min}^{-1}$ considerando água bruta com turbidez inicial de 130 NTU e cor inicial de 60 uC.

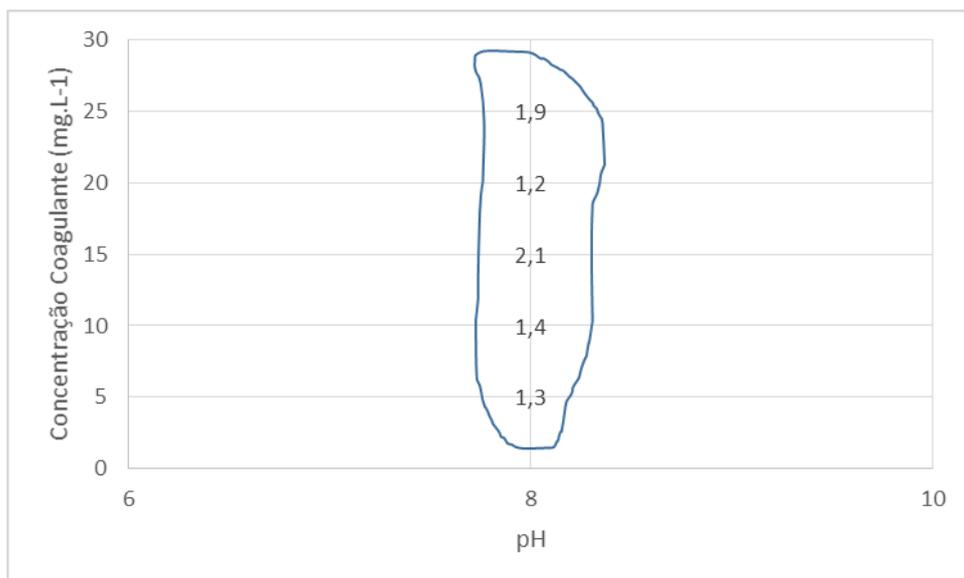


Fonte: Da autora.

Nota:

- a. Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- b. Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

Figura 21 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de $1,4 \text{ cm.min}^{-1}$ considerando água bruta com turbidez inicial de 130 NTU e cor inicial de 60 uC.



Fonte: Da autora.

Nota:

- a. Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- b. Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

Figura 22 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de $3,0 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ considerando água bruta com turbidez inicial de 130 NTU e cor inicial de 60 uC.



Fonte: Da autora.

Nota:

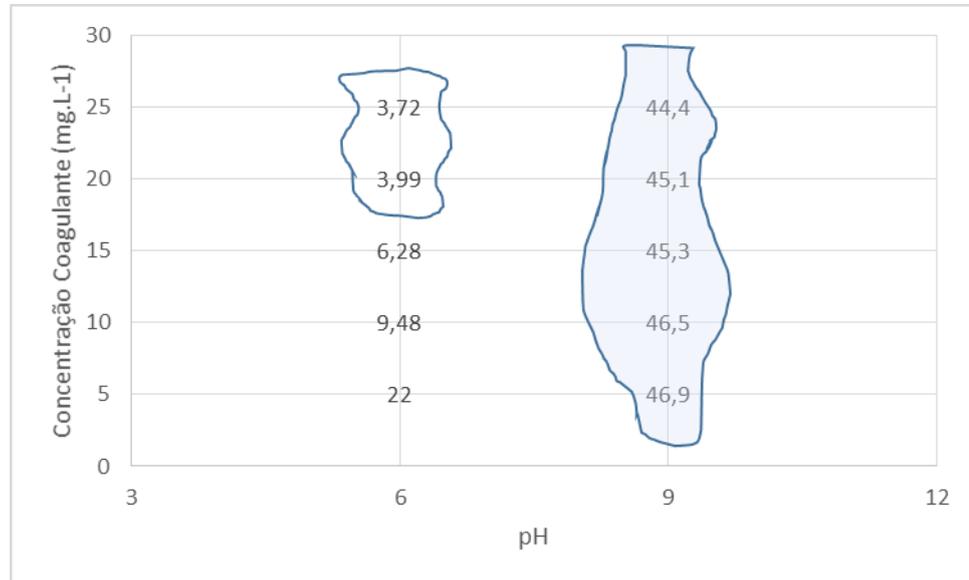
- a. Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- b. Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

No mesmo ensaio, também foi realizado o monitoramento da remoção de cor. Para a velocidade de sedimentação de $0,5 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$, observou-se uma eficiência satisfatória na remoção de cor apenas na dosagem de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, atingindo uma eficiência de 94%. Todas as outras dosagens apresentaram eficiência de remoção de cor inferior a 90%.

Entretanto, foi notável que, nas velocidades de sedimentação a partir de 0,7 até $3,0 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$, todas as dosagens alcançaram uma remoção de cor de 100%. Isso destaca que, em condições de maiores velocidades de sedimentação, o processo de remoção de cor foi altamente eficaz, independentemente da dosagem de coagulante utilizada. Isso é um resultado importante no contexto do tratamento de água para garantir a qualidade da água tratada.

As Figuras 22, 23, 24 e 25 apresentam os diagramas de coagulação obtidos para diferentes tempos de decantação: 5, 7, 14 e 30 minutos, representando velocidades de sedimentação correspondentes a 0,5, 0,7, 1,4 e $3,0 \text{ cm}$ por minuto. Esses ensaios foram conduzidos utilizando água bruta com turbidez inicial de 50 NTU e cor inicial de 40 uC. Importante notar que este teste foi realizado dois testes sendo eles um em pH 6 e outro em pH 9.

Figura 23 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de $0,5 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ considerando água bruta com turbidez inicial de 50 NTU e cor inicial de 40 uC.



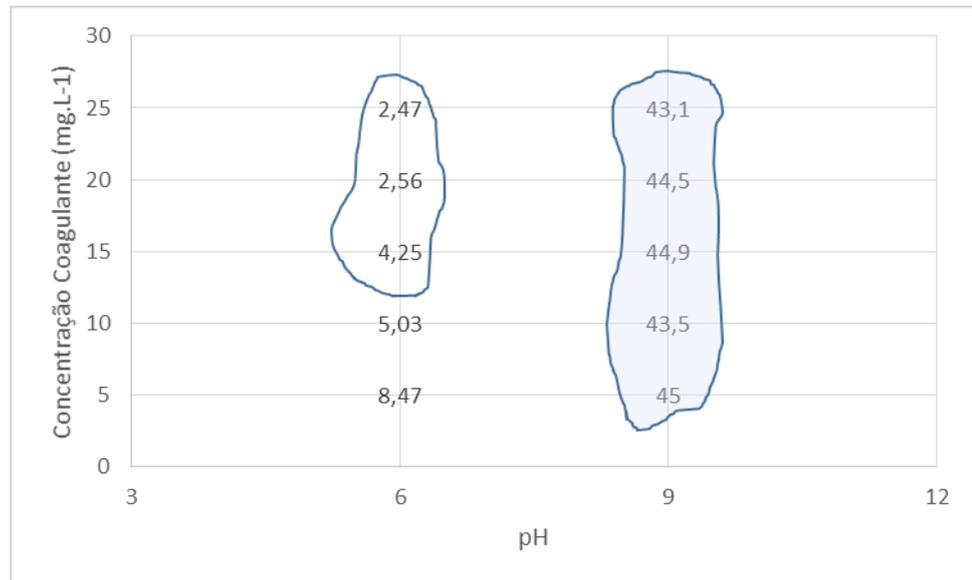
Fonte: Da autora.

A Figura 22 destaca que eficiências de remoção de turbidez superiores a 80% foram obtidas na faixa de pH 6,0, quando se utilizaram dosagens de coagulante a partir de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. No entanto, para todas as dosagens em pH 9, foi observada uma eficiência de remoção de turbidez inferior a 20%.

Esses resultados indicam claramente a influência significativa do pH na eficácia do processo de coagulação para a remoção de turbidez. O pH ácido (6,0) demonstrou ser mais favorável para a eficiência de remoção, enquanto um pH alcalino (9) resultou em eficiências muito mais baixas. Isso ressalta a importância do controle preciso do pH durante o processo de tratamento de água para otimizar a remoção de turbidez.

Nas Figuras 23 e 24, observa-se que para as velocidades de sedimentação de $0,7$ e $1,4 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$, a uma faixa de pH de 6, as concentrações acima de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de coagulante apresentaram eficiência de remoção de turbidez superior a 90%. No entanto, na dosagem de $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, as eficiências não atingiram o limite de 90%. Em contrapartida, para o pH 9, todas as dosagens mantiveram eficiência de remoção de turbidez inferior a 20%.

Figura 24 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de $0,7 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ considerando água bruta com turbidez inicial de 50 NTU e cor inicial de 40 uC.

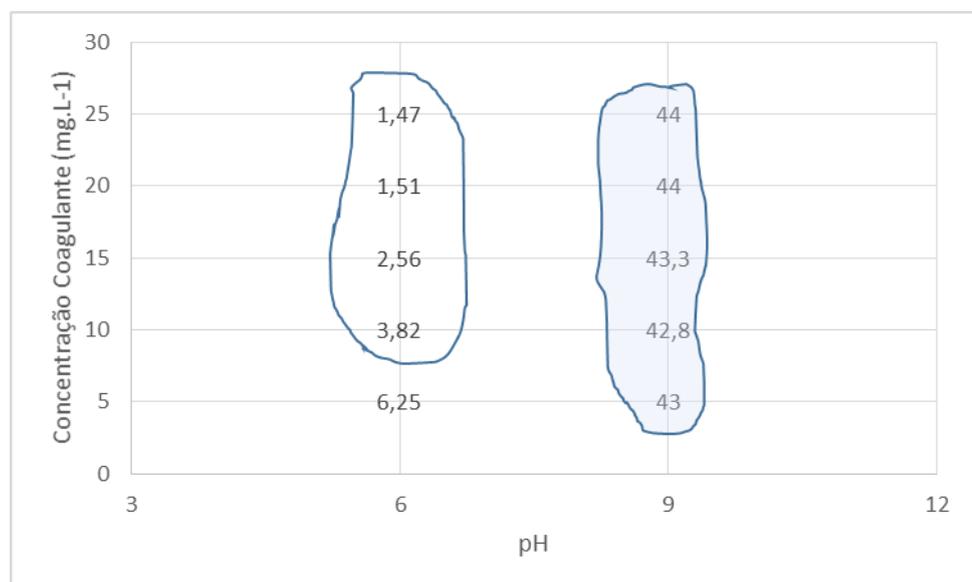


Fonte: Da autora.

Nota:

- Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

Figura 25 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de $1,4 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ considerando água bruta com turbidez inicial de 50 NTU e cor inicial de 40 uC.



Fonte: Da autora.

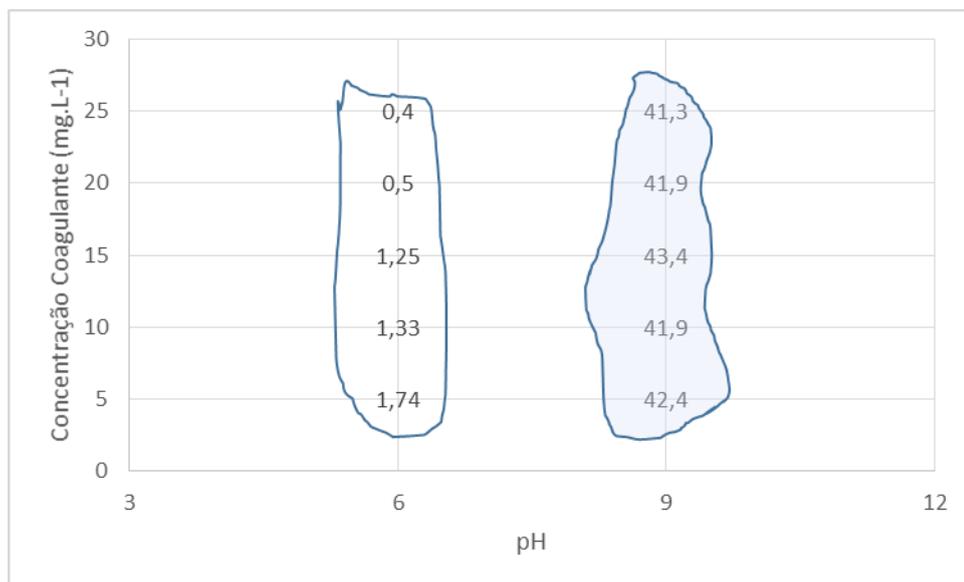
Nota:

- a. Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- b. Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

Na Figura 25, fica evidente que, a um pH de 6, foi possível alcançar uma eficiência superior a 95% na remoção de turbidez para todas as dosagens de coagulante. Além disso, nas dosagens de 20 e 25 mg.L⁻¹ de coagulante recuperado, a eficiência atingiu valores superiores a 99%.

No entanto, para um pH de 9, embora tenha havido uma leve melhoria em relação aos resultados anteriores, as eficiências ainda permaneceram abaixo de 25% na remoção de turbidez. Isso ressalta a importância crítica do controle do pH no processo de coagulação e remoção de turbidez, com um pH ácido (6) demonstrando claramente resultados superiores em comparação com um pH alcalino (9). Essa informação é crucial para o projeto e operação eficaz de sistemas de tratamento de água.

Figura 26 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 3,0 cm.min⁻¹ considerando água bruta com turbidez inicial de 50 NTU e cor inicial de 40 uC.



Fonte: Da autora.

Nota:

- a. Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- b. Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

No mesmo conjunto de experimentos, realizou-se o acompanhamento da remoção de cor. Para todas as velocidades de sedimentação no pH inicial 6 observou-se uma eficiência satisfatória na remoção de cor atingindo uma eficiência de 100% em todos os testes.

Contudo, é importante ressaltar que, em um ambiente com pH 9, em todas as dosagens, não foram obtidos resultados de remoção de cor, havendo, inclusive, um aumento na coloração em comparação com o valor inicial. Esse achado indica claramente que um pH alcalino (9) não é propício para a remoção eficaz de cor, resultando, em vez disso, em um efeito adverso de aumento da coloração. Esse entendimento é fundamental para orientar a operação eficiente dos processos de tratamento de água e evitar efeitos indesejados.

A baixa evidência observada em pH 9, como evidenciado na Figura 25, pode estar associada à presença significativa de ferro na forma de impureza no coagulante recuperado. Isso resulta na formação de flocos de pequeno tamanho e em uma baixa taxa de sedimentação (CETESB, 2020). Além disso, a existência de sólidos inertes e compostos orgânicos de alta massa molecular, conforme indicado por Gonçalves et al. em 1999, sugere que tais elementos podem ter sido introduzidos na água natural devido ao coagulante recuperado.

Em complementação a baixa eficiência pode ser justificada através do diagrama de mecanismos de coagulantes a base de alumínio, estes apresentam eficiência preferencialmente em pH básico e levemente ácidos para favorecer as reações de neutralização de carga e consequentemente formação de flocos como demonstrados nos diagramas de Amirtharajah e Mills.

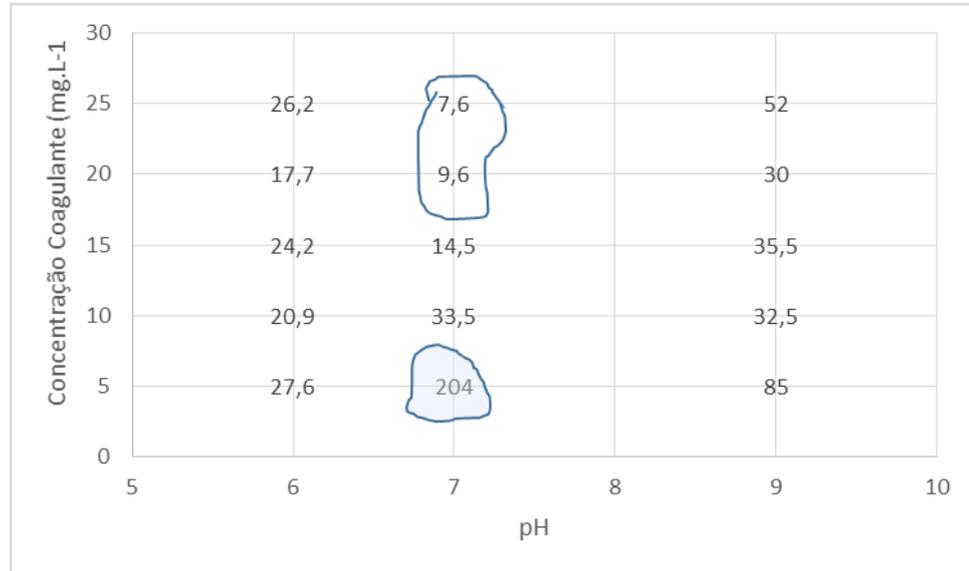
5.5 JAR-TEST COM ÁGUA BRUTA DE MANANCIAL SUPERFICIAL

Adentrando ao tópico de análise em água bruta real coletada no manancial, as Figuras 26, 27, 28 e 29 nos fornecem *insights* valiosos por meio dos diagramas de coagulação obtidos em uma série de experimentos. Nesses ensaios, foram analisados tempos de decantação de 5, 7, 14 e 30 minutos, representando uma gama de velocidades de sedimentação, ou seja, 0,5, 0,7, 1,4 e 3,0 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$. Essas investigações foram conduzidas considerando uma água bruta com características iniciais de turbidez de $460 \text{ NTU} \pm 0,67$ e cor inicial de $226 \pm 4,22 \text{ uC}$. Além disso, ao longo dos testes, variaram-se as dosagens de coagulante nas concentrações de 5, 10, 15, 20 e 25 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Através da análise demonstrada através da Figura 26, torna-se evidente que, a uma velocidade de sedimentação de $0,5 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$, os resultados mais favoráveis foram alcançados em uma faixa de pH entre 6 e 7, quando as concentrações de coagulante variaram de 15 a 30 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Esses achados indicam que a otimização da coagulação para essa velocidade de sedimentação específica ocorre em condições de pH moderadamente ácido a neutro, com

dosagens mais elevadas de coagulante.

Figura 27 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de $0,5 \text{ cm.min}^{-1}$ considerando água bruta real com turbidez inicial de $460 \text{ NTU} \pm 0,67$ e cor inicial de $226 \pm 4,22 \text{ uC}$.



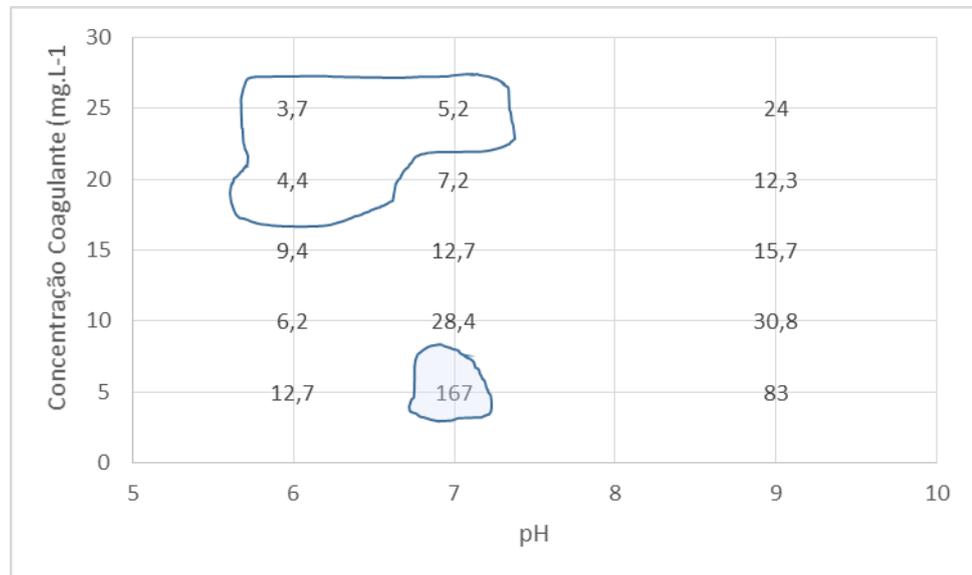
Fonte: Da autora.

Nota:

- Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

Analisando os resultados demonstrados na Figura 27, torna-se claro que, a uma velocidade de sedimentação de $0,7 \text{ cm.min}^{-1}$, os resultados mais promissores ainda são obtidos em uma faixa de pH entre 6 e 7. No entanto, é importante notar que essa faixa de pH favorável se estende a uma variedade mais ampla de concentrações de coagulante, que agora abrangem de 10 a 30 mg.L^{-1} . A Figura 28 traz resultados corroboram as descobertas anteriores, indicando que, a uma velocidade de sedimentação de $1,4 \text{ cm.min}^{-1}$, as condições de pH ideais para a coagulação estão na faixa de 6 a 7. No entanto, é interessante notar que, para um pH de 6, a dosagem mais baixa de 5 mg.L^{-1} também se mostra viável em termos de eficiência de coagulação.

Figura 28 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de $0,7 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ considerando água bruta real com turbidez inicial de $460 \text{ NTU} \pm 0,67$ e cor inicial de $226 \pm 4,22 \text{ uC}$.

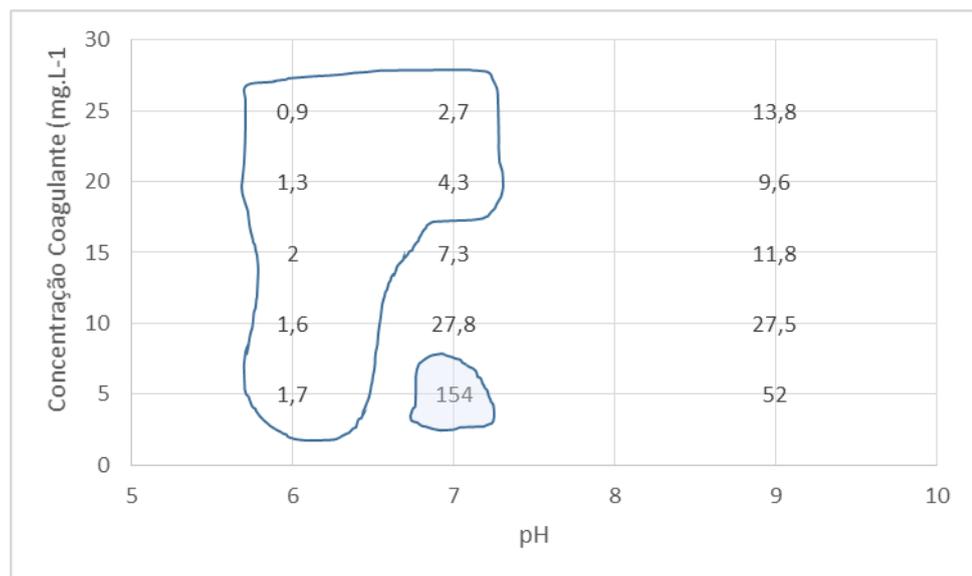


Fonte: Da autora.

Nota:

- Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

Figura 29 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de $1,4 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ considerando água bruta real com turbidez inicial de $460 \text{ NTU} \pm 0,67$ e cor inicial de $226 \pm 4,22 \text{ uC}$.



Fonte: Da autora.

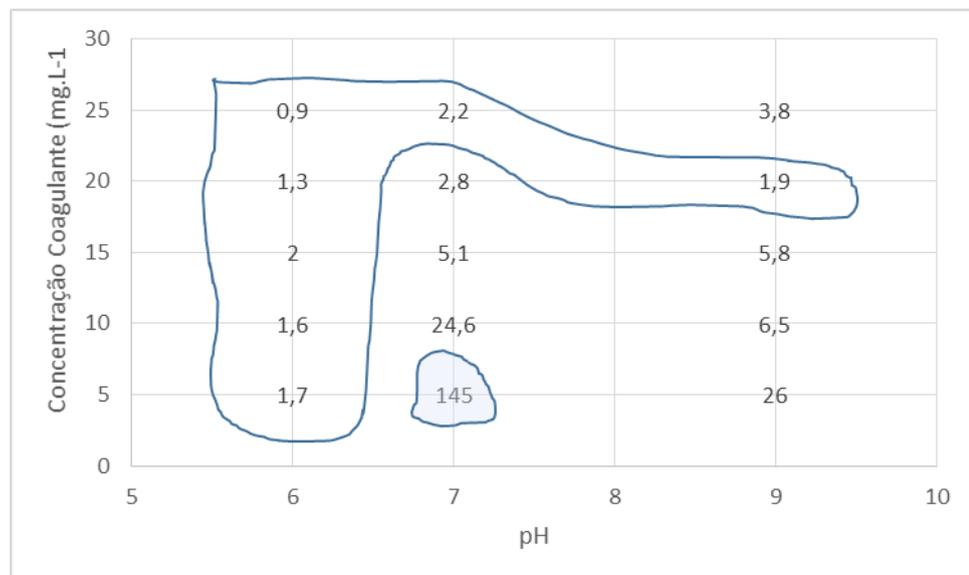
Nota:

- Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

Os resultados evidenciados na Figura 29 destacam a eficácia notável da coagulação em diversas condições. Notadamente, a eficiência de 100% foi alcançada para todas as concentrações de dosagem e coagulante recuperado no pH de 6. Além disso, para uma dosagem de 25 mg.L⁻¹ no pH 7 e 20 mg.L⁻¹ no pH 9, a eficiência também atingiu 100% para as velocidades de sedimentação de 3,0 cm.min⁻¹. No entanto, é importante observar que, como ocorreu nos resultados anteriores, houve uma queda significativa na eficiência para uma dosagem de 5 mg.L⁻¹ no pH 7, que não proporcionou resultados satisfatórios. No entanto, para todas as outras concentrações testadas, a eficiência de remoção de turbidez permaneceu acima de 95% no pH 7.

Esses resultados indicam que, para essa velocidade de sedimentação específica, a eficiência da coagulação permanece alta em condições de pH moderadamente ácido a neutro, mesmo com variações nas dosagens de coagulante. Essa informação é crucial para a otimização dos processos de tratamento de água e pode ser aplicada no contexto de diferentes concentrações de coagulante, proporcionando flexibilidade nas operações de tratamento.

Figura 30 - Diagrama de coagulação para velocidade de sedimentação de 3,0 cm.min⁻¹ considerando água bruta real com turbidez inicial de 460 NTU ± 0,67 e cor inicial de 226 ± 4,22 uC.



Fonte: Da autora.

Nota:

- Contorno azul com fundo transparente: resultados satisfatórios.
- Contorno azul com fundo azul: resultados insatisfatórios.

Analisando observar-se que os resultados evidenciam a notável sensibilidade da coagulação em relação aos parâmetros de pH e dosagem, destacando a importância crucial de ajustar rigorosamente essas variáveis de acordo com as características específicas da água a ser tratada. Esta abordagem desempenha um papel fundamental na obtenção de uma eficiência constante e elevada na remoção de turbidez, contribuindo, assim, de forma significativa para a melhoria da qualidade da água tratada.

Em condições de pH em torno de 9, diversos fatores podem impactar a eficiência do processo de coagulação. Partículas suspensas com cargas superficiais negativas muito baixas podem apresentar uma resposta desfavorável à ação do coagulante, resultando em uma neutralização menos eficiente. Além disso, o aumento do pH propicia a formação excessiva de hidróxidos de alumínio, podendo gerar flocos pequenos ou uma aglomeração menos eficaz, comprometendo a coagulação. A presença de íons como fosfatos, silicatos ou carbonatos na água pode interferir na eficácia do coagulante, formando complexos com o alumínio e reduzindo a disponibilidade de íons para reagir com as partículas. Reações competitivas em pH mais alto, como a formação de complexos entre o alumínio e outros íons presentes na água, podem diminuir a concentração de íons de alumínio disponíveis para promover a coagulação. Além disso, as condições específicas da água, incluindo temperatura e dureza, podem influenciar a eficiência do coagulante, tornando necessário, em alguns casos, ajustar o pH para faixas mais adequadas visando uma coagulação eficaz. Esses fatores destacam a complexidade do processo de coagulação em pH mais elevado, requerendo considerações detalhadas para otimizar a remoção de partículas e garantir a eficiência do tratamento de água.

Ao comparar os resultados obtidos neste estudo com os obtidos por Pedretti et al. (2022), que trabalhou com faixas de turbidez elevada observa-se uma eficiência de remoção média superior a 90% de cor e superior a 50% de turbidez observou-se um resultado promissor devido a eficiência superior na remoção de cor.

5.6 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

As análises de Jar-test, que reproduziram os tratamentos realizados na planta de mistura rápida, coagulação, floculação e decantação, envolveram a separação do sobrenadante, com o descarte do resíduo decantado. Em seguida, foram realizadas as análises físico-químicas conforme descritas na Tabela 14.

Tabela 15 – Resultados de análises físico-químicas da água pós-decantação com a utilização de coagulante recuperado

Ensaio	Unidade		L.Q. ^a	V.M.P. ^b			Método
	Bruta	Tratada					
Acidez	11,4	<1,0	mg/L	1,0	-		Titulométrico
Alúminio	<0,008	0,133	mg/L	0,008	0,2		Fotométrico
Amônia	<0,2	0,531	mg/L	0,2	1,5		Fotométrico
Alcalinidade de Bicarbonatos	24	14,8	mg/L	1,0	-		Titulométrico
Alcalinidade de Carbonatos	<1,0	18,8	mg/L	1,0	-		Titulométrico
Alcalinidade de Hidróxidos	<1,0	<1,0	mg/L	1,0	0,0		Titulométrico
Cloreto	3,3	<0,8	mg/L	0,8	250,0		Fotométrico
Condutividade	109,10	105,70	µS/cm	0,01	-		Condutivimétrico
Cor aparente	226,0	<3,0	uH	3,0	15		Colorimétrico
Dureza de Carbonatos	2,4	11,5	mg/L	1,0	-		Titulométrico
Dureza de não Carbonatos	9,6	<1,0	mg/L	1,0	-		Titulométrico
Dureza Total	33,6	11,5	mg/L	1,0	300		Titulométrico
Ferro	3,3	<0,01	mg/L	0,01	0,3		Fotométrico
Fluoreto	<0,02	0,36	mg/L	0,02	1,5		Fotométrico
Manganês	18,19	0,226	mg/L	0,03	0,1		Fotométrico
Nitrito	<0,6	<0,6	mg/L	0,6	1		Fotométrico
Nitrato	0,47	0,591	mg/L	0,2	10		Fotométrico
pH	7,5	8,6	-	2,0 - 14,0	-		Potenciométrico
Sulfato	71,4	4,0	mg/L	0,8	250		Fotométrico
Turbidêz	460,00	1,80	NTU	0,01	5,0		Nefelométrico

Fonte: Da autora.

Nota:

- a. LQ = Limite de Quantificação
- b. VMP= Valor Máximo Permitido pela Portaria GM/MS nº 888/2021.

Nota-se que a aplicação do coagulante recuperado resultou em uma eficiência de remoção de 100% para os parâmetros de cloreto, cor e ferro. No entanto, houve variações notáveis em outros parâmetros.

A dureza total da água tratada teve uma redução de 65,77%, o que sugere uma eficácia considerável na diminuição desse componente. No que diz respeito ao manganês, a remoção foi ainda mais expressiva, alcançando 98,7%, o que demonstra a capacidade do coagulante recuperado em lidar eficazmente com esse elemento.

A remoção do sulfato foi bastante eficaz, atingindo 94,5%, e a turbidez da água foi drasticamente reduzida em 99,6%, indicando uma excelente capacidade de clarificação proporcionada pelo coagulante recuperado.

É importante ressaltar que os parâmetros de amônia e nitrato apresentaram um aumento após a aplicação do coagulante recuperado. Isso pode ser atribuído às reações químicas com a

matéria orgânica presente no coagulante recuperado, uma vez que este é originado de uma massa de lodo residual com alto teor de matéria orgânica, conforme detalhado na seção 5.2.

Essas observações sublinham a necessidade de monitorar e compreender as interações complexas entre os componentes da água e os coagulantes utilizados, especialmente quando se trata de coagulantes recuperados de fontes orgânicas. Isso é fundamental para garantir a eficácia do tratamento de água e a conformidade com os padrões de qualidade estabelecidos.

5.7 QUANTIFICAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO NA ETA TRIÂNGULO SUL

A geração de lodo em estações de tratamento de água é um aspecto crucial a ser considerado, na literatura existem diversas fórmulas empíricas as quais foram desenvolvidas para fornecer uma estimativa de produção aproximada de lodo residual, podendo ser de acordo com as dimensões, vazões entre outras variáveis. Em geral considera-se a quantidade de sólidos em suspensão totais para os cálculos.

Neste estudo realizou-se a análise de sólidos em suspensão totais (SST) através de metodologia através da metodologia de sólidos da SABESP, onde obteve-se a concentração de $6,2 \text{ mg.L}^{-1}$. Algumas fórmulas empíricas utilizam turbidez e vazão como fontes para os cálculos de lodo residual gerado.

Para a quantificação utilizou-se como referência Katayama (2012) que apresentou diversas propostas de fórmulas neste trabalho optamos pela fórmula de American Water Work Association – AWWA (1978), devido as variáveis solicitadas. Essa metodologia calcula a produção de sólidos em kg.m^{-3} .

Considerando a turbidez da água bruta utilizada nos testes de Jar-test, que foi medida em 460 NTU, foi observada uma geração de lodo estimada em $2,002 \text{ kg.m}^{-3}$ de água tratada. Essa estimativa foi obtida com base na fórmula empírica mencionada anteriormente. Essa informação é relevante para compreender a produção de lodo durante o processo de tratamento de água e planejar adequadamente sua gestão e disposição.

Tendo vazão da ETA em estudo de $1,2 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ e a geração de lodo estimada em $2,002 \text{ kg.m}^{-3}$ para turbidez de 460 NTU segundo fórmula de AWWA (1978), estima-se que em um período chuvoso com turbidez média de 460 NTU a ETA de interesse poderia gerar cerca de $2,402 \text{ kg.s}^{-1}$, tendo uma quantidade de aproximadamente 6313 toneladas mensais de resíduo identificado neste trabalho como lodo residual de ETA, individualmente as estações gerariam ETA 1 com vazão de $0,3 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ e com turbidez média de 460 NTU geraria 1577 toneladas de resíduo, ETA 2 com vazão de $0,7 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ e com turbidez média de 460 NTU geraria 3682

toneladas de resíduo e a ETA 3 com vazão de $0,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e com turbidez média de 460 NTU geraria 1052 toneladas de resíduos.

Esses cálculos proporcionam uma estimativa fundamental da quantidade de lodo residual gerado por cada estação de tratamento de água levando em conta a turbidez da água bruta, o que se mostra essencial para fins de planejamento e gestão adequada dos resíduos provenientes das instalações desta estação de tratamento de água.

5.8 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Pesquisas comparativas entre coagulante natural e coagulante recuperado, incluindo a avaliação de possíveis proporções para aplicação.
- Análises de viabilidade econômica.
- Avaliações de limite de liquidez e elasticidade.
- Investigação da toxicidade da microbiota presente no lodo e no coagulante recuperado.

6. CONCLUSÕES

Em resumo, os resultados dessas análises e ensaios fornecem informações valiosas para a otimização do processo de tratamento de água, o gerenciamento de resíduos e a manutenção da qualidade da água tratada. A compreensão das interações complexas entre os componentes da água e os coagulantes é essencial para operações eficazes em estações de tratamento de água.

A partir das análises e experimentos conduzidos, obtemos uma perspectiva abrangente sobre a eficácia do processo de tratamento de lodo residual da estação de tratamento de água que foi objeto deste estudo e sua aplicação em água bruta. Este exame abordou diversas variáveis, incluindo diferentes quantidades de coagulante, taxas de sedimentação e níveis de pH. Portanto, é crucial destacar e reforçar as conclusões finais que são detalhadas a seguir.

A obtenção de uma concentração significativa de alumínio e ferro durante o processo de recuperação do coagulante resultou nas seguintes concentrações para o coagulante utilizado nos testes posteriores: $2,4 \text{ g de Al}^{3+}$ por litro e $0,81 \text{ g de Fe}^{2+}$ por litro.

O controle preciso do pH durante o processo de coagulação e floculação é de extrema importância, como evidenciado pelos resultados obtidos. Um pH ácido, geralmente entre 6 e 7, demonstrou ser mais favorável para a eficiência na remoção de turbidez e cor. Esse controle adequado do pH é essencial para otimizar o tratamento de água.

Além disso, o coagulante recuperado mostrou ser altamente eficaz na remoção de vários poluentes, incluindo turbidez, cor, ferro, manganês e outros. No entanto, é crucial observar que a aplicação do coagulante também resultou em aumentos nas concentrações de amônia e nitrato, ressaltando a necessidade de um monitoramento rigoroso das interações químicas envolvidas.

A análise da geração de lodo desempenha um papel fundamental no gerenciamento de resíduos em uma estação de tratamento de água, permitindo o planejamento e a gestão adequados dos resíduos gerados com base na turbidez da água bruta.

É importante notar que a eficiência da coagulação pode variar com as condições específicas da água bruta, o que enfatiza a necessidade de adaptar as dosagens e as condições de pH de acordo com as características da água a ser tratada.

A prática sustentável de recuperar coagulante a partir do lodo residual é promissora para reduzir custos e resíduos sólidos, embora seja essencial considerar as implicações ambientais e de saúde associadas ao manuseio de coagulantes recuperados.

Por fim, é imperativo manter um monitoramento contínuo da qualidade da água tratada, avaliando regularmente os parâmetros de qualidade, como turbidez, cor e presença de poluentes específicos, a fim de garantir a conformidade com os padrões de qualidade e a segurança para consumo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and WasteWater. 1 ed. Washington DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 2012.

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and WasteWater. 23 ed. Washington DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 2017.

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

ABNT. **NBR 12.216**: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. Riode Janeiro, 1992.

ABNT. **NBR 7181**: Solo – análise granulométrica. Rio de Janeiro, 2016.

ABNT. **NBR 6508**: Determinação da massa específica. Rio de Janeiro, 1984.

ABNT. **NBR 5734**: Amostras de solo – preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 1980.

ABNT. **NBR 6502**: Rochas e solos Rio de Janeiro, 1995.

ACHON, C. L., BARROSO, M. M., CORDEIRO, J. S. **Resíduos De Estações De Tratamento De água E a ISO 24512: Desafio Do Saneamento Brasileiro**. Engenharia Sanitaria E Ambiental 18.2 (2013): 115-22. Web. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000200003>>. Acesso em: 05 ago. 2023.

AHMAD, T., AHMAD, K. AHAD, A., ALAM, M. **Characterization of Water Treatment Sludge and Its Reuse as Coagulant**. Journal of Environmental Management 182 (2016): 606-11.

AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K.M. (1982) **Rapid mix design for mechanisms of alum coagulation**. Journal of American Water Works Association, v. 74, n. 4, p. 210-216. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1982.tb04890.x>>. Acesso em: 17 nov. 2023.

ALVARENGA, J. A. **Avaliação da formação de subprodutos da cloração em água para consumo humano**. UFTM, 2010.

BERNEGOSI, A. C., FREITAS, B. L. S., CASTRO, G. B., MARQUES, J. P., TRINDADE, L. F., LIMA e SILVA, M. R., FELIPE, M. C., OGURA, A. P. **A systematic review of the water treatment sludge toxicity to terrestrial and aquatic biota: state of the art and managent challenges**. Journal of environmental science and health, part A. vol. 57, n. 4, p. 282-297. São Paulo, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/10934529.2022.2060021>>. Acesso em: 17 nov. 2023.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 agosto de 2010: Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, n. 168, 13 jun. 2005.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto Visão Geral – 2020**. Brasília: SNS/MDR, 2021, p. 91.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 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**: seção 1, Brasília, DF, n. 85, p. 127, 07 mai. 2021.

BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S.; ACHON C. L. **Resíduos de Estação de Tratamento de Água e a ISO 24512: Desafios do Saneamento Brasileiro**.

BOTERO, W. G.; SANTOS, A.; OLIVEIRA, L. C.; ROCHA, J. C. Caracterização de lodo gerado em estações de tratamento de água: perspectivas de aplicação agrícola. *Química Nova*. v. 32, n. 8, p.2018-2022. 2009.

BASRI, M. H.; DON, N. M.; KASMURI, N.; HAMZAH, N.; ALIAS, S.; AZIZAN, F. A. **Aluminiun recovery from water treatment sludge under diferente dosage of sulphuric acid**. *Journal of Physics: Conferene Series*, 2019.

BISHOP, M. M., ROLAN, A.T., BAILEY, T. L., CORNWELL, D. A. **Testing of Alum Recovery for Solids Reduction and Reuse**. *Journal AWWA*, vol. 79, p. 76-83, 1987. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1987.tb02860.x>>. Acesso em: 05 ago. 2023.

CANELLAS, L. P. **Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas**. Bossa Mídia LTDA, UENF, Santos, 2005, 309 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Apêndice C: Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. In: **CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo**. CETESB, 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em: 05 mai. 2023.

CODAU. **Estudo diagnóstico do SAA atual e estudo de concepção para ampliação e melhorias do SAA no município de Uberaba/MG**. 2022.

DANDOLINI, I. **Reciclagem do lodo de estação de tratamento de água: produção de coagulante por lixiviação ácida**. 2014. Dissertação (Mestre em Engenharia de Minas) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.

DELGADO, J. V. C. **Avaliação da aplicação do lodo da ETA Guandu na pavimentação como disposição final ambientalmente adequada.** 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Instituto Alberto Luiz Coimbra da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

DE SÁ, A. B. C. **Influência da porosidade do leito e do diâmetro das fibras na eficiência da filtração com filtro de fibras flexíveis aplicado ao tratamento de água.** USP, 2016.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. DI B. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água.** 1. ed. São Carlos: RiMa, 2005. 792p.

DI BERNARDO, A.S. (2004) **Filtração no tratamento de água com turbidez elevada.** Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em: <<http://doi.org/10.11606/T.18.2004.tde-24112015-111804>>. Acesso em: 17 nov. 2023.

DI BERNARDO, L. & SABOGAL PAZ, L.P. (2008) **Seleção de tecnologias de tratamento de água.** v. 1 e 2. São Carlos: LDiBe. 1560 p.

FRANCO, E. S., SANTOS, G. G. D., FERREIRA, A. A., DA SILVA, T. C. R., LUIZ, T. A. **Produção teórica de lodo utilizando o coagulante sulfato de alumínio e dimensionamento de Unidade de Tratamento de Resíduos (UTR) em uma estação de tratamento de Água.** VERTICES, v. 19, n. 2, p. 61-76, 2017, Rio de Janeiro.

FREITAS, V. O., BARBOSA, F., CAFLIARI, A., SOUZA, T. R., VIEIRA, M., ROSA, G. S. **Recuperação do alumínio presente no lodo da ETA de Bagé para sua reutilização como coagulante.** COBEQ, Ceará, 2016.

FILIPAKI, A., SOUZA, J. B., VIDAL, C. M. de S. **Tratamento de água de lavagem de filtro de ETA empregando coagulante recuperado e desinfecção por radiação UV.** Revista DAE, v. 69, n. 231, p. 54-67. São Paulo. Disponível em: <<https://doi.org/10.36659/dae.2021.046>>. Acesso em: 17 nov. 2023.

FOUAD, M. M., AHMED S. EI-G., MOSTAFA M. H. K., TAHA M. A. R. **Aluminum Sulfate Regeneration from Surface Water Treatment Waste in Cairo, Egypt.** *Environmental Science and Pollution Research International* 28.43 (2021): 61450-1459. Disponível em: <<https://link-springer-com.ez33.periodicos.capes.gov.br/article/10.1007/s11356-021-15140-6>>. Acesso em: 05 ago. 2023.

GUIMARÃES, N. C. **Recuperação de coagulante a partir da acidificação de resíduos gerados na estação de tratamento de água do rio manso.** UFMG, Belo Horizonte, 2005. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/ENGD-6L8Q26/1/nelson_cunha_guimar_es.pdf>. Acesso em: 05 ago. 2023.

GONÇALVES, R.F.; BARRETO, E.; BRANDÃO, J.T.; PIOTTO, Z. **Recuperação de coagulantes de lodos de estações de tratamento de água.** In: REALI, M.A.P. (Coord.). *Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água.* Rio de Janeiro: PROSAB, 1999. 225 p.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K. F.; JOUKOSKI, A.; BARON, O.; FRANCK, R.; SALES,

A.; ANDREOLI, C.V; PAULON, V. A. **Codisposição de lodo centrifugado de Estação de Tratamento de Água (ETA) em matriz de concreto: método alternativo de preservação ambiental.** Cerâmica, v. 51, n. 318, p. 85-95, jun. 2005.

IBGE. **Panorama Brasil.** Rio de Janeiro: IBGE, 2017.

IBGE. IBGE, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Estimativas da população residente com data de referência 1º de julho de 2021. Rio de Janeiro: IBGE,2021.

IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico: 2017. Rio de Janeiro: IBGE, 2017.

IWAKI, G. **Destinação Final de Lodos de ETAs e ETEs.** Portal Tratamento de Água.

JIMÉNEZ, A., RIVES, V., VICENTE, A. M., GIL, A. **A Comparative Study of Acid and Alkaline Aluminum Extraction Valorization Procedure for Aluminum Saline Slags.** Journal of Environmental Chemical Engineering 10.3 (2022): 107546.

KATAYAMA, V. T. **Quantificação da produção de lodo de estações de tratamento de água de ciclo completo: uma análise crítica.** 2012. 144 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2014.

KELLEY, J.; JARVIS, P.; JUDD, S. **An economic assessment of coagulant recovery from water treatment residuals.** Elsevier, 2012, v. 287, p. 132-137.

MASSCHELEIN, W.J., DEVLEMING, R., GENOT, J. **The Feasibility of Coagulant Recycling by Alkaline Reaction of Aluminium Hydroxide Sludges.** Water Research (Oxford) 19.11 (1985): 1363-368. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0043135485903021>>. Acesso em: 05 ago. 2023.

MINAS GERAIS. **Deliberações Normativas Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008.** 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. Diário Executivo Minas Gerais: Belo Horizonte, MG, 20 mai. 2008.

OKUDA, T., WATARU, N., MAYO, S., NAOYUKI, S., SATOSHI, N., KAZUYASU, T., JUNKI I., KENJI, T., MITSUMASA O. **Removal of Coagulant Aluminum from Water Treatment Residuals by Acid.** Water Research (Oxford) 60 (2014): 75-81. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135414003261>>. Acesso em: 05 ago. 2023.

OOI, Y. T.; YONG, E. L.; DIN, M. F. M.; REZANIA, S.; AMINUDIN, E.; CHELLIAPAN, S.; RAHMAN, A. A.; PARK, J. **Optimization of aluminium recovery from water treatment sludge using Response Surface Methodology.** Elsevier, 2018, v. 228, p. 13-19.

PEIXOTO, G. J. **Avaliação da Aplicação de Lodo de ETA no Adensador de Lodo de uma ETE de Lodos Ativado.** 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais). Faculdade de Engenharia da Universidade

Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2008.

PASCHOALATO, P. R., FILOMENA, C., TRIMAILOVAS, M. R., DI BERNARDO, L.. **Formation of Halogenated Organic Byproducts Using Preoxidation with Chlorine, Ozone and Peroxone and Post-Chlorination of Water Containing Humic Substances.** Engenharia Sanitária E Ambiental 13.3 (2008): 313-22. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/esa/a/C9ghdQ7WBMYYqmNDDz7XBrKq/abstract/?lang=en&format=html>>. Acesso em: 05 ago. 2023.

PRAKASH, P., SENGUPTA, A. K. **Selective Coagulant Recovery from Water Treatment Plant Residuals Using Donnan Membrane Process.** Environ. Sci. Technol., 2003. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/es030371q>>. Acesso em: 05 ago. 2023.

PETUZELLI, D., VOLPE, A., LIMONI, N., PASSINO, R. **Coagulants removal and recovery from water clarifier sludge.** Sciencedirect, vol. 34, p. 2177-2182, 2000. Disponível em: < [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00357-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00357-7)>. Acesso em: 05 ago. 2023.

RAMOS, M. **Recuperação de Alumínio de Lamas Químicas de Estações de Tratamento de Água.** 2001.

RICHTER, C. **Água: Métodos e tecnologia de tratamento.** Editora Blucher, 2009.

RICTHER, C. A. **Tratamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água.** São Paulo: Edgard Blücher, 2001.

ROSA, R. V. de S. **Dimensionamento de uma estação de tratamento de água de ciclo completo para abastecimento da cidade de Campo Florido.** Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2018. Disponível em: < <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/22297/1/DimensionamentoEsta%C3%A7%C3%A3oTratamento.pdf>>. Acesso em: 15 jul. 2022.

RUZIQNA, D. P., SUWARTHA, N., MOERSIDIK, S. S., ADITYOSULINDRO, S. **Aluminium Recovery from Water Treatment Sludge as Coagulant by Acidification.** IOP Conference Series. Earth and Environmental Science 448.1 (2020): 12045.

SABESP. **Norma Técnica Interna SABESP: Revisão 1 – NTS 013:1999.** São Paulo, 1999.

SENGUPTA, K. P. **Selective coagulant recovery from water treatment plant residuals using donnan Membrane Process.** Ambiente Science Technol., 2003, p. 4468-4474.

SILVA, B. M. da S.; BASTOS, R. K. X.; GODINHO, T. J. D. **Contribuições para definição de parâmetros de mistura para o processo de recuperação de coagulante.**

LETA, 1º Encontro Nacional de Lodo de Estação de Tratamento de Água, 2021.

SILVA, E. M.; MORITA, D. M.; LIMA, A. C. M.; TEIXEIRA, L. G. **Manufacturing ceramic bricks with polyaluminum chloride (PAC) sludge from a water treatment plant.** Water Science and Technology, v. 71, n. 11, p. 1638-1645, 2015b.

TAFAREL, N.F., MACIOSKI, G., CARVALHO, K.Q., et al. **Avaliação das propriedades do concreto devido à incorporação de lodo de estação de tratamento de água**. Matéria: Rio de Janeiro, v. 21, n. 4, p. 974-986, 2016. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/rmat/a/GgR9NvqtH7KBQyH5KGZJJKQ/?lang=pt#:~:text=A%20incorpora%C3%A7%C3%A3o%20do%20lodo%20acarretou,rela%C3%A7%C3%A3o%20%C3%A0%20amostra%20de%20refer%C3%Aancia>>. Acesso em: 30 jun. 2022.

TEIXEIRA, S.R.; SOUZA, S.A.; SOUZA, N.R. ALÉSSIO, P.; SANTOS, G.T.A. **Efeito da adição de lodo de estação de tratamento de água (ETA) nas propriedades de material cerâmico estrutural**. Cerâmica, São Paulo, v. 52, p. 215-220, 2006. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/ce/a/kcfbqN7B4dDGmXczj5ZYCTJ/?format=pdf&lang=pt#:~:text=Em%20geral%2C%20a%20adi%C3%A7%C3%A3o%20destes,e%20da%20concentra%C3%A7%C3%A3o%20na%20mistura>>. Acesso em: 30 jun. 2022.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Metcalf & Eddy Wastewater Engineering Treatment and Reuse**. 4 ed. New York: McGraw Hill Education, 2014.

TSUTIYA, M. T.; HIRATA, A. Y. **Aproveitamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água do Estado de São Paulo**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. Anais [...] João Pessoa: ABES, 2001.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO TRIÂNGULO MINEIRO. Biblioteca Central. **Manual para elaboração de trabalhos acadêmicos baseado nas normas de documentação da ABNT**. 4. ed. Uberaba, MG: UFTM, 2023. 140 f. Disponível em: <<https://www.uftm.edu.br/biblioteca/manual-para-apresentacao-de-trabalhos-academicos>>. Acesso em: 05 ago. 2023.

VILELA, R. L. T. **Avaliação do desempenho de coagulantes recuperadores de lodo de ETA por extração via alcalina-ácida**. Ilha Solteira: Editora: UNESP, 2020. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/handle/11449/192280>>. Acesso em: 15 jul. 2022.

WASSERMAN, J. C., SILVA, L. De O., PONTES, G. C. de., LIMA, E. de P. **Mercury contamination in the sludge of drinking water treatment plants dumping into a reservoir in Rio de Janeiro, Brazil**. *Environ Sci Pollut Res* **25**, 28713–28724 (2018). <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2899-9>. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30099710/>>. Acesso em: 05 ago. 2023.

WESTERHOFF, G. P., DALY, P. M. **Water-Treatment-Plant Wastes Disposal – Part 2**. Journal AWWA, vol. 66, p. 379-384, 1974. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1974.tb02050.x>>. Acesso em: 05 ago. 2023.

XU, G. R., YAN, Z. C., LI, G. B. **Ferric coagulant recovered from coagulation sludge and its recycle in chemically enhanced primary treatment**. Water Science & Technology, p. 211-219, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.2166/wst.2009.318>>. Acesso em: 05 ago. 2023.