



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA AGROALIMENTAR
UNIDADE ACADÊMICA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA AMBIENTAL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

FRANCISCO DE ASSIS DE ARAÚJO PEREIRA

**EFEITOS FITOTÓXICOS DO LODO GERADO NO PROCESSO DE
CLARIFICAÇÃO DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO**

POMBAL-PB
2024

FRANCISCO DE ASSIS DE ARAÚJO PEREIRA

**EFEITOS FITOTÓXICOS DO LODO GERADO NO PROCESSO DE
CLARIFICAÇÃO DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar (CCTA), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), *Campus* de Pombal - PB, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Naiara Angelo Gomes
Coorientadora: Profa. Dra. Thâmara Martins
Ismael de Sousa

Área de concentração: Tratamento de Água de Abastecimento

P436e

Pereira, Francisco de Assis de Araújo.

Efeitos fitotóxicos do lodo gerado no processo de clarificação da água de abastecimento / Francisco de Assis de Araújo Pereira. – Pombal, 2024.

55 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, 2024.

“Orientação: Profa. Dra. Naiara Angelo Gomes, Profa. Dra. Thâmara Martins Ismael de Sousa”.

Referências.

1. Fitotoxicidade. 2. Meio ambiente. 3. *Jar test*. I. Gomes, Naiara Angelo, II. Sousa, Thâmara Martins Ismael de. II. Título.

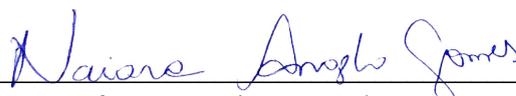
CDU 632.95.024(043)

FRANCISCO DE ASSIS DE ARAÚJO PEREIRA

**EFEITOS FITOTÓXICOS DO LODO GERADO NO PROCESSO DE
CLARIFICAÇÃO DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar (CCTA), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campus de Pombal - PB, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

BANCA EXAMINADORA



Profª. Dra. Naiara Angelo Gomes
(Orientadora – UFCG/CCTA)

Documento assinado digitalmente



THAMARA MARTINS ISMAEL DE SOUSA
Data: 05/06/2024 18:23:28-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profª. Dra. Thâmara Martins Ismael de Sousa
(Coorientadora – UFCG/CCTA)

Documento assinado digitalmente



ELISANGELA MARIA DA SILVA
Data: 05/06/2024 17:33:32-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profª. Dra. Elisângela Maria da Silva
(Examinadora Externa – UFSB/CFCAM)

Documento assinado digitalmente



FRANCISCO AURIBERTO FERREIRA MARQUES JR
Data: 05/06/2024 16:49:26-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Francisco Auriberto F. Marques Junior
(Examinador Interno – UFCG/CCTA)

Pombal-PB, 31 de maio de 2024.

*Dedico este trabalho aos meus pais José
Pereira (in memória) e Francisca Severina.
Obrigado por serem meu alicerce e por
sonharem este sonho comigo.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, por ser sempre minha fortaleza e por me levantar durante os momentos difíceis.

Aos meus pais, José Pereira Diniz (*in memória*) e Francisca Severina de Araújo Diniz, por sonharem este sonho juntos comigo, e por não medirem esforços para que eu chegasse até aqui.

À minha querida avó, Severina Josefa de Jesus (*in memória*), que me apoiou e incentivou durante o início da graduação.

Aos meus tios e tias, em especial a tia Maria, tia Eva e tio Isaiás (*in memória*), que sempre me incentivaram a continuar e a nunca desistir.

Aos meus irmãos, Josinaldo, Junior, Severino e Janicleide, por me darem apoio emocional e financeiro.

Aos inúmeros amigos que conquistei durante a graduação, em especial: Gean Carlos, Priscila Genovez, Marina Batista, Pedro Igor, Naedna Medeiros, Marcos Neto, Tailson Andrade, Pedro Tiago, Pablo Florêncio, Italo Dias, Alisson Oliveira, Denilson Gualberto, Ravel Chaves, Milena Nery e Alana Pinheiro. Obrigado pelos momentos de descontração e apoio!

À minha orientadora, Profa. Naiara Angelo Gomes, pelos ensinamentos repassados, pela confiança, apoio e paciência durante a elaboração deste trabalho.

À minha coorientadora, Profa. Thâmara Martins Ismael de Sousa, pela contribuição, orientação e ensinamentos repassados.

À banca examinadora pelas contribuições e sugestões para melhoria deste trabalho.

À professora Andréia e ao técnico Luiz do Laboratório de Análise de Águas (LAAg) pelo espaço para realização das análises presentes neste trabalho.

À todos os professores, técnicos e servidores do CCTA, por se dedicarem para entregar sempre o melhor a todos.

“Faça o teu melhor, na condição que você tem, enquanto você não tem condições melhores, para fazer melhor ainda”

Mario Sergio Cortella

RESUMO

A produção de água potável apresenta como subproduto a geração do lodo proveniente da lavagem dos filtros e dos decantadores, em virtude do uso de produtos químicos para adequação ao padrão de potabilidade. O lodo pode conter uma parcela de substâncias tóxicas e causar degradação ambiental. Deste modo, o presente trabalho teve como objetivo analisar os efeitos tóxicos do lodo produzido no processo de clarificação da água, utilizando como bioindicadores sementes vegetais. Para tanto, a metodologia empregada consistiu em uma coleta composta de água realizada no mês de abril do corrente ano em um trecho do rio Piancó, localizado a cerca de 400 metros do ponto de captação da ETA de Pombal-PB. Posterior a coleta, fez-se necessário a adição de 100 g de argila extraída de uma mina de Caulim e 100 g de solo, a fim de atender a turbidez suficiente para geração de uma quantidade considerável de lodo. Em seguida, realizou-se a caracterização físico-química da água bruta e o teste de jarro (*jar test*) com aplicação das dosagens de 10, 15 e 20 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio, onde foi determinada a dosagem de coagulante ideal, seguido da caracterização da água clarificada e do lodo. Para os teste de fitotoxicidade, utilizaram-se sementes de *Lactuca sativa* (alface), *Brassica oleracea* var. *Capitata* (repolho) e *Cucumis sativus* (pepino). Os resultados mostraram que o lodo *in natura* apresentou grau de toxicidade severa nas diferentes concentrações de sulfato de alumínio, com inibição do desenvolvimento radicular e Índice de Germinação (IG) inferior a 40%. Portanto, esse efluente não deve ser lançado no solo e/ou corpos hídricos sem passar por tratamento adequado, visando minimizar a ocorrência de impactos ambientais negativos nos diferentes fatores ambientais.

Palavras-chave: *Jar test*. Fitotoxicidade. Meio Ambiente.

ABSTRACT

The production of drinking water has as a by-product the generation of sludge from washing filters and decanters, due to the use of chemical products to adapt to potability standards. Sludge can contain a portion of toxic substances and cause environmental degradation. Therefore, the present work aimed to analyze the toxic effects of sludge produced in the water clarification process, using vegetable seeds as bioindicators. To this end, the methodology used consisted of a composite collection of water carried out in April of this year in a stretch of the Piancó River, located approximately 400 meters from the Pombal-PB ETA intake point. After collection, it was necessary to add 100 g of clay extracted from a Kaolin mine and 100 g of soil, to provide sufficient turbidity to generate a considerable amount of sludge. Next, the physical-chemical characterization of the raw water and the jar test were carried out using dosages of 10, 15 and 20 mg.L⁻¹ of aluminum sulfate, where the coagulant dosage was determined. ideal, followed by the characterization of the clarified water and sludge. For phytotoxicity tests, seeds of *Lactuca sativa* (lettuce), *Brassica oleracea var. Capitata* (cabbage) and *Cucumis sativus* (cucumber). The results showed that the natural sludge presented a severe degree of toxicity at different concentrations of aluminum sulfate, with inhibition of root development and a Germination Index (GI) of less than 40%. Therefore, this effluent should not be released into the soil and water bodies without undergoing adequate treatment, aiming to minimize negative environmental impacts on different environmental factors.

Keywords: Phytotoxicity. *Jar test*. Environment.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Classificação da água doce.....	18
Figura 2 – Classificação e distribuição dos sólidos em função do tamanho.....	19
Figura 3 – Parâmetros de qualidade da água.....	20
Figura 4 – Etapas do tratamento de água em uma estação de ciclo completo.....	22
Figura 5 – Localização do ponto de coleta de água bruta.....	27
Figura 6 – Fluxograma com etapas metodológicas.....	28
Figura 7 – Ponto de coleta d'água no rio Piancó.....	29
Figura 8 – Diluição de sólidos.....	29
Figura 9 – Equipamentos de medição.....	30
Figura 10 – Equipamento de <i>Jar test</i>	31
Figura 11 – Programação do <i>Jar test</i>	32
Figura 12 – Ensaio de <i>Jar test</i>	32
Figura 13 – Teste de fitotoxicidade.....	34
Figura 14 – Demonstração ilustrativa da radícula de uma plântula.....	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Composição química elementar da argila utilizada para atribuir turbidez a água..	31
Tabela 2 – Análises dos parâmetros da água bruta e clarificada.....	38
Tabela 3 – Determinação da significância entre dosagens de coagulante e o pH.....	39
Tabela 4 – Determinação da significância entre as dosagens de coagulante e a turbidez.....	40
Tabela 5 – Determinação da significância entre as dosagens de coagulante e a CE.....	41
Tabela 6 – pH e CE do lodo de sulfato de alumínio.....	42
Tabela 7 – Determinação da significância entre as dosagens versus pH para o lodo.....	42
Tabela 8 – Determinação da significância entre dosagens de coagulante versus CE para o lodo	43
Tabela 9 –Valores de IG, GRS e CRR para as sementes de alface, repolho e pepino submetidas ao teste de fitotoxicidade com lodo.....	44

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Aparência do lodo sulfato de alumínio.....	26
Quadro 2 – Características das sementes utilizadas nos ensaios, conforme o fabricante.....	34
Quadro 3 – Classificação do Crescimento Relativo da Radícula (CRR) do grau de toxicidade em função do IG.....	36

LISTA DE ABREVIATURA E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas e Técnicas
BIRD	Banco Internacional de Reconstrução e Desenvolvimento
CE	Condutividade Elétrica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CRR	Crescimento Relativo das Raízes
ETA	Estação de Tratamento de Água
GRS	Germinação Relativa das Sementes
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IG	Índice de Germinação
MCRA	Média do Comprimento da Raiz na Amostra
MCRC	Média do Comprimento da Raiz no Controle
NSGA	Número de Sementes Germinadas na Amostra
NSGC	Número de Sementes Germinadas no Controle
OMS	Organização Mundial da Saúde
PH	Potencial Hidrogeniônico
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
2	OBJETIVOS.....	17
2.1	Geral.....	17
2.2	Específicos.....	17
3	REFERENCIAL TEÓRICO.....	18
3.1	Água para consumo humano.....	18
3.2	Qualidade da água para abastecimento.....	19
3.3	Caracterização dos sólidos presentes na água.....	20
3.4	Etapas de uma estação de tratamento de água convencional.....	23
3.4.1	<i>Coagulação.....</i>	<i>24</i>
3.4.2	<i>Floculação.....</i>	<i>24</i>
3.4.3	<i>Decantação.....</i>	<i>25</i>
3.5	Características do lodo de estação de tratamento de água.....	25
3.5.1	<i>Lodo de sulfato de alumínio.....</i>	<i>25</i>
3.5.2	<i>Toxicidade do lodo de Sulfato de alumínio.....</i>	<i>26</i>
3.6	Ensaio de jar test.....	27
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	28
4.1	Caracterização da área de estudo.....	28
4.2	Etapas metodológicas da pesquisa.....	29
4.3	Coleta e preparo das amostras.....	29
4.4	Caracterização da água bruta.....	31
4.5	Ensaio de jar test.....	31
4.6	Caracterização da água clarificada e do lodo.....	34
4.7	Teste de fitotoxicidade.....	34
4.8	Tratamento estatístico dos dados.....	37
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	38
5.1	Caracterização físico-química da água bruta e clarificada.....	38
5.1.1	pH.....	38

5.1.2	<i>Turbidez</i>	39
5.1.3	<i>Condutividade Elétrica</i>	40
5.2	Caracterização físico-química do lodo de sulfato de alumínio.....	41
5.3	Efeitos fitotóxicos do lodo de sulfato de alumínio.....	43
5.3.1	<i>Sementes de Lactuca sativa</i>	45
5.3.2	<i>Sementes de Brassica oleracea var. capitata</i>	45
5.3.3	<i>Sementes de Cucumis sativus</i>	46
6	CONCLUSÕES	48
	REFERÊNCIAS	49

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural indispensável ao desenvolvimento socioeconômico de uma população. Tal líquido é utilizado em diversas atividades diárias, seja na limpeza de residências, na produção de alimentos, na pecuária, na indústria, sendo fator limitante para continuidade da própria vida humana, uma vez que é essencial para a manutenção das atividades metabólicas (Silva *et al.*, 2023).

O desenvolvimento industrial e tecnológico aliado ao crescimento da população mundial tem causado uma crescente pressão sobre os recursos hídricos, todavia, a oferta de água apresenta uma limitação em virtude de sua distribuição global deixando a qualidade e quantidade comprometida em razão da vulnerabilidade à poluição que esse recurso enfrenta (Menezes *et al.*, 2021).

A escassez de água potável representa um problema global que afeta anualmente cerca de 2 bilhões de pessoas (OMS; BIRD; UNICEF, 2020). Para solucionar essa e outras problemáticas, a Organização das Nações Unidas (ONU) lançou em 2015, a Agenda 2030, apresentando 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), tendo destaque para o ODS 6, que apresenta metas para a universalização do acesso à água potável.

Em condições naturais, a água pode apresentar alterações em sua qualidade em decorrência do escoamento superficial que pode carrear partículas para os corpos hídricos, bem como, pode sofrer interferência da ação antrópica que deteriora a sua qualidade ao receber o lançamento de dejetos sem nenhum tipo de tratamento (Von Sperling, 2014). Tais partículas podem apresentar tamanhos variados e podem se encontrar em suspensão, dissolvidas ou em forma de colóides, logo, o tratamento a ser empregado dependerá das características da água bruta (Richter, 2009).

Várias tecnologias podem ser empregadas para a remoção das impurezas existentes na água bruta. Em áreas urbanas é comum o uso da tecnologia convencional, que consiste em um conjunto de etapas que englobam os processos de clarificação, filtração e desinfecção (Richter, 2009).

Na clarificação, processo constituído pelas etapas de coagulação, floculação e decantação/sedimentação, são gerados os lodos, os quais podem conter elementos químicos, a exemplo do ferro (Fe) e alumínio (Al), que dependendo de suas concentrações podem causar toxicidade ao meio ambiente (Moreira *et al.*, 2019).

A gravidade dos impactos do lançamento do lodo nos corpos hídricos dependerá de suas características, estando relacionados com a capacidade de autodepuração do corpo

receptor e as características hidráulicas dos decantadores (Libânio, 2005). Os primeiros impactos observados no corpo receptor apresentam aspectos estéticos, por elevarem parâmetros como a cor e a turbidez da água, causando a diminuição da penetração de luminosidade e provocando redução da atividade fotossintética, e conseqüentemente, comprometendo a produção de oxigênio dissolvido, podendo provocar o assoreamento dos corpos hídricos e o aumento na concentração de metais pesados, como Fe e Al (Moreira *et al.*, 2019).

A avaliação do lodo gerado nos decantadores de uma Estação de Tratamento de Água (ETA) normalmente é realizada por meio de indicadores físico-químicos. Porém, apenas esses ensaios não são capazes de determinar os efeitos do lançamento do lodo, *in natura*, no ambiente, sendo necessário o emprego de métodos alternativos que apresentem um baixo custo e alta eficiência, como o teste de fitotoxicidade (Peduto; Jesus; Kohatsu, 2019).

O estudo de fitotoxicidade é realizado através do emprego de sementes vegetais para determinar o potencial tóxico na sua germinação, observando o desenvolvimento ou não da radícula, sendo empregado por ser um método economicamente viável (Franco *et al.*, 2019).

As resoluções CONAMA n. 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos e n. 430/2011, que trata sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, apresentam em seu escopo a alternativa de uso de ensaios de ecotoxicidade para determinação do potencial deletério do lançamento de determinado efluente em corpos hídricos, ou o emprego de outra metodologia comprovada cientificamente (Brasil, 2005; Brasil, 2011).

Considerando os pontos abordados anteriormente, é essencial a análise dos efeitos da toxicidade do lodo gerado nas ETA's, para investigar as conseqüências do seu lançamento *in natura* no meio ambiente, bem como contribuir para minimizar os impactos negativos na esfera socioambiental. A realização de tais análises não só gera um conjunto de dados que poderá servir para prever possíveis impactos ao meio ambiente, mas também pode influenciar positivamente na tomada de decisão sobre o tratamento a ser empregado ao lodo gerado em ETA.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Analisar os efeitos tóxicos do lodo produzido no processo de clarificação da água de abastecimento, por meio de ensaios laboratoriais, utilizando como bioindicadores sementes vegetais.

2.2 Específicos

- Caracterizar, por meio de ensaios físico-químicos, a água bruta e o lodo gerado nos ensaios de *jar test*.
- Determinar a melhor dosagem de coagulante a ser empregada nos ensaios de *jar test* para a clarificação da água.
- Avaliar os efeitos tóxicos do lodo nas sementes de *Lactuca sativa* (alface), *Brassica oleracea* var. *Capitata* (repolho) e *Cucumis sativus* (pepino), usando diferentes dosagens de sulfato de alumínio.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Água para consumo humano

O homem primitivo consumia água principalmente de corpos hídricos superficiais como lagos, rios e riachos, e adotavam hábitos nômades devido a necessidade de busca constante por recursos. Porém, com o advento da agricultura, o ser humano passou a residir em definitivo nas proximidades de cursos de água, onde era possível seu uso para variadas finalidades (Feldens, 2018).

As fontes de abastecimento de água para consumo humano podem apresentar-se de maneira superficial ou subterrânea. A subterrânea possui uma melhor qualidade quando comparada a superficial, sendo, na maioria das vezes, enquadrada na Classe Especial, onde se faz necessário apenas do processo de desinfecção para sua adequação aos padrões de consumo. Todavia, o processo de tratamento da água superficial é mais complexo, envolvendo diferentes etapas (Brasil, 2005).

Conforme dados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2010), o Brasil possui uma das maiores disponibilidades hídricas do mundo, entretanto, em função de sua diversidade climática, sua distribuição se apresenta de modo desigual. Como consequência, a região Nordeste do país possui um déficit hídrico e sofre constantemente com a escassez, no entanto, a região Norte dispõe de uma grande disponibilidade hídrica, mas perde no quesito qualidade.

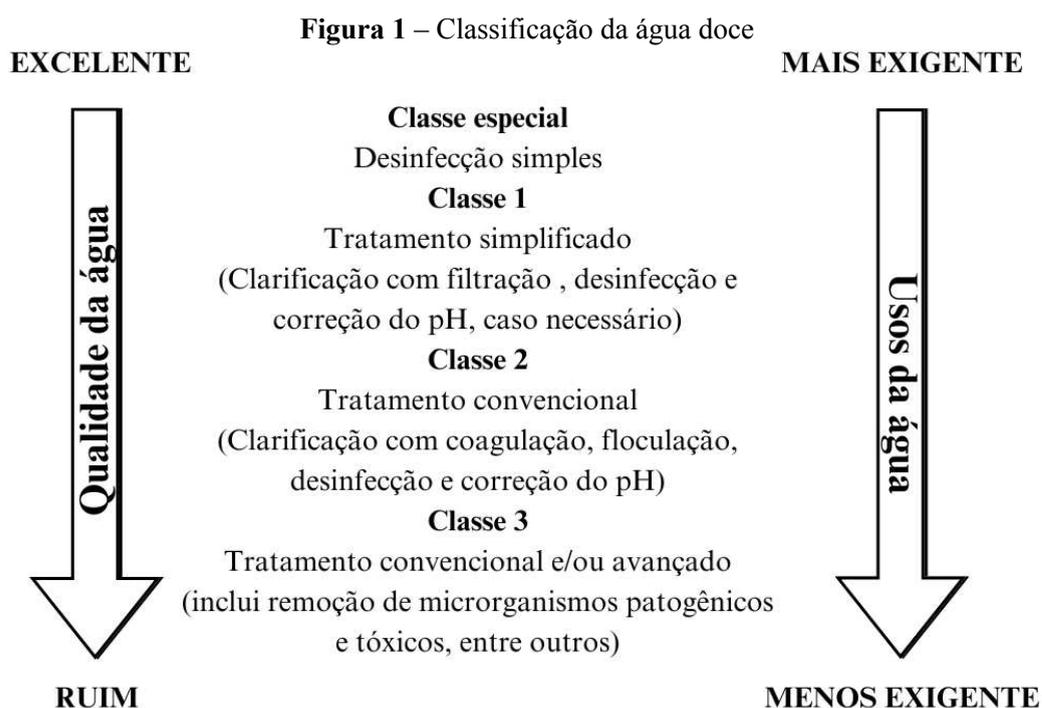
O acesso à água potável para consumo se contrapõe à crescente necessidade exigida pelos seus usos múltiplos, como abastecimento industrial, agropecuária etc., representando um desafio para o equilíbrio no atendimento às necessidades hídricas (SNIS, 2023).

O artigo 3º da lei 14.026/2020, que trata do Novo Marco do Saneamento Básico, ressalta que o saneamento básico se subdivide em quatro áreas: limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, esgotamento sanitário, abastecimento de água potável e manejo e drenagem de águas pluviais urbanas. Portanto, o tratamento da água representa um dos quatro pilares do saneamento, caracterizando-se como uma etapa essencial para a adequação aos parâmetros de potabilidade, por objetivar a remoção de materiais em suspensão, colóides e de possíveis patógenos, a fim de evitar o risco de propagação de doenças de veiculação hídrica (Brasil, 2020).

3.2 Qualidade da água para abastecimento

A água para abastecimento deve atender a parâmetros físicos, químicos e microbiológicos indicados pela portaria GM/MS 888, de 4 de maio de 2021, em que são estabelecidos limites máximos permitidos que devem ser obedecidos para garantir a segurança e o bem-estar da população (Brasil, 2021).

O tratamento a ser empregado depende de sua qualidade, para tanto, a resolução CONAMA n. 357/2005, traz os possíveis tratamentos de acordo com a classificação dos corpos hídricos, tendo destaque para o convencional que consiste nas etapas de clarificação (coagulação, floculação e decantação), filtração e desinfecção (Brasil, 2005). Na Figura 1 observa-se o procedimento de classificação da água em função de sua qualidade.



Fonte: Adaptado de Brasil (2005)

O Rio Piancó tem suas nascentes localizadas na Serra do Umbuzeiro no município de Santa Inês-PB, recebe a contribuição pluvial de inúmeros cursos d'água durante seus 9.228 km² de área aproximada, desaguardo no Rio Piranhas em Pombal-PB (Lima *et al.*, 2004).

De acordo com o Sistema de Licenciamento de Atividade Poluidora (SELAP, 1988), na DZ 201, que trata da classificação dos rios do interior do estado da Paraíba, traz o enquadramento do rio Piancó como Classe 2. Dessa forma, conforme a resolução CONAMA

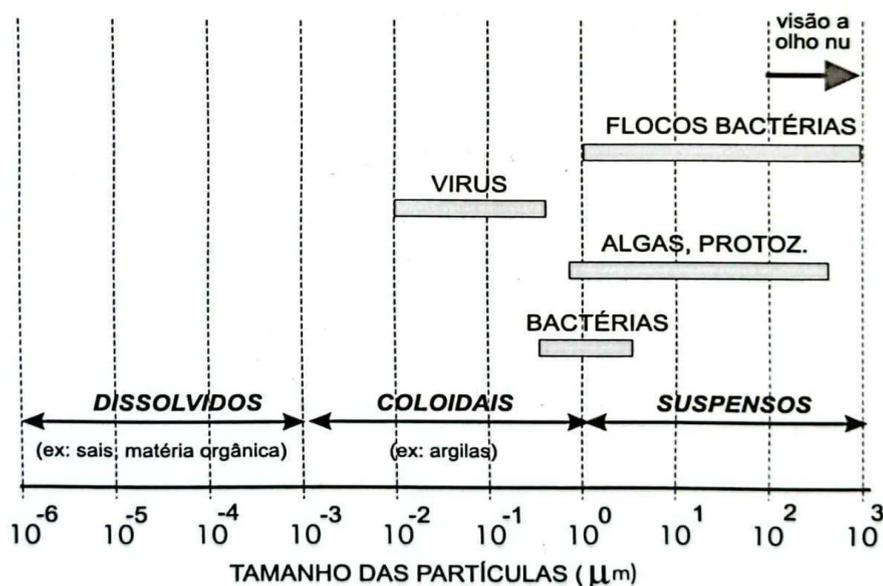
357, o tratamento indicado para águas que apresentem a Classe 2, que são captadas e destinadas ao abastecimento humano é o convencional (Brasil, 2005).

Conforme Pimenta *et al.* (2021) nem todos os corpos hídricos são enquadrados conforme a resolução CONAMA n. 357/2005. O art. 42 da respectiva resolução, estabelece que em casos de não ocorrer o enquadramento ou aprovação do enquadramento dos rios, os mesmos serão classificados como Classe 2 (Brasil, 2005). Sendo assim, a maioria dos rios no Brasil são enquadrados como Classe 2, portanto necessitando de tratamento convencional.

3.3 Caracterização dos sólidos presentes na água

A água contém partículas sólidas que podem estar em suspensão ou dissolvidas, havendo também as coloidais (Figura 2), que representam uma faixa intermediária em seu tamanho (Von Sperling, 2014).

Figura 2 – Classificação e distribuição dos sólidos em função do tamanho



Fonte: Von Sperling (2014)

O tratamento de água para consumo humano visa sua adequação aos parâmetros de potabilidade, para tanto, faz-se necessário entender as características da água bruta. De acordo com Von Sperling (2014), as impurezas contidas na água apresentam características físicas, químicas e biológicas como pode ser observado na Figura 3.

Figura 3 – Parâmetros de qualidade da água



Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

A seguir encontra-se uma sucinta descrição dos parâmetros pH, turbidez e condutividade elétrica (CE), por serem de maior interesse para o presente estudo.

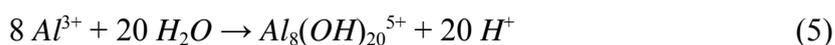
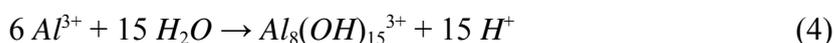
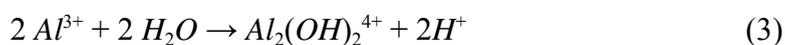
a) Potencial Hidrogeniônico (pH)

Conforme Sena *et al.* (2015), a escala de pH varia de 0 a 14 e indica a acidez ou basicidade do meio. O pH corresponde a concentração de íons H^+ e representa a intensidade das condições do meio. Tal parâmetro denota ser de grande importância na operação das estações de tratamento por influenciar diferentes processos, podendo reverter a coagulação/floculação, devendo, em alguns casos, ocorrer sua adequação na chegada e saída da ETA (Libânio, 2010).

Libânio (2010) destaca que o pH de águas naturais de superfície varia de 6,0 a 8,5. Contudo, quando o pH for inferior a 5,5, não apresentando alcalinidade suficiente para favorecer a coagulação, ou quando o pH se encontrar superior a 8,5, em ambos os casos os íons de alumínio tornam-se solúveis e ocorre inibição da precipitação. O contato obtido pela adição de sulfato de alumínio à água promove a sua imediata dissolução (Rosalino, 2011), conforme Equação 1:



Subsequente a dissolução do sulfato de alumínio na água ocorre a formação de bases, resultando em espécies hidrolisadas (Pavanelli, 2001), de acordo com as Equações 2 a 5:



b) Turbidez

Conforme a ANA (2024), a turbidez representa a interferência ocorrida devido a presença de sólidos quando um feixe de luz atravessa a água, tendo como medida a Unidade Nefelométrica de Turbidez (UNT). Assim como a cor, a turbidez também apresenta como origem de ocorrência humana e antropogênica.

A turbidez é um parâmetro utilizado tanto para caracterização da água bruta como no controle das operações nas estações de tratamento, sendo fator limitante para escolha do tratamento a ser empregado. Sua remoção está relacionada à retirada de possíveis patógenos que utilizam os sólidos como abrigo. No padrão organoléptico da Portaria MS n. 888 de 2021, o valor máximo permitido (VMP) é de 5 NTU (Brasil, 2021).

c) Condutividade elétrica

Segundo Dias *et al.* (2021), a condutividade elétrica (CE) representa a capacidade de um material em conduzir corrente elétrica gerada por íons, variando de acordo com a concentração, temperatura, valência dos íons e em virtude das substâncias dissolvidas na água, valores de CE superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nas águas superficiais podem indicar indiretamente o lançamento de efluentes domésticos, fertilizantes, entre outros.

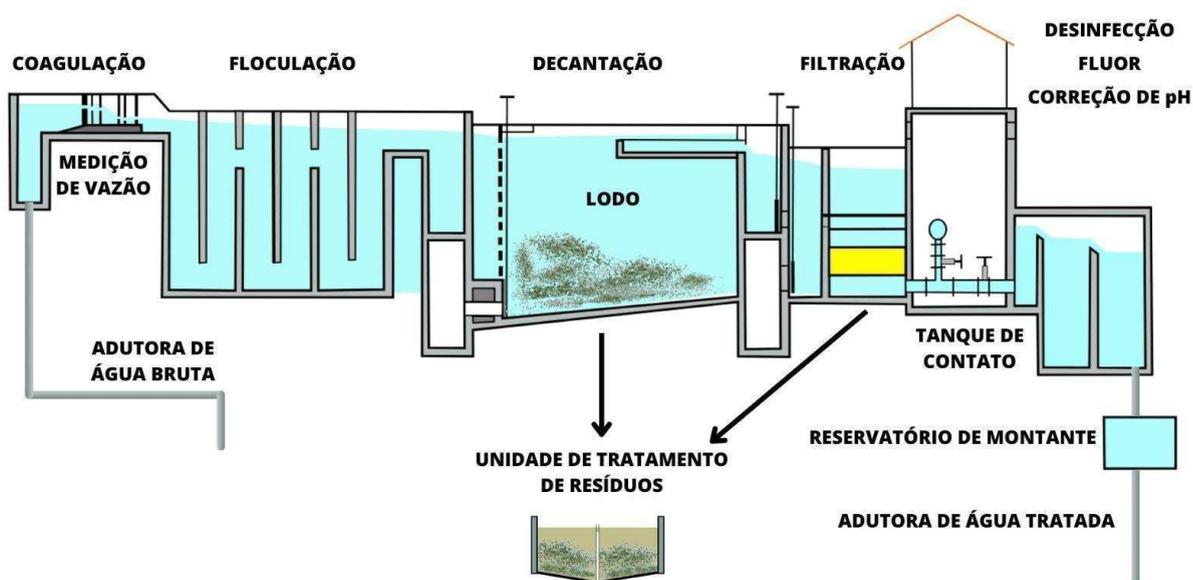
A CE pode estar indiretamente relacionada com a presença de sais na água (Montovani *et al.*, 2021). Durante o processo de clarificação, ocorre a adição de sais de alumínio que favorecem a elevação da CE.

3.4 Etapas de uma estação de tratamento de água convencional

Os sistemas de abastecimento de água são constituídos por equipamentos, infraestruturas e serviços visando o atendimento às necessidades de consumo doméstico, industrial e comercial. São compostos por cinco etapas: captação de água bruta, adução, tratamento, reservação e distribuição de água tratada (SNIS, 2023). A adequação da água bruta aos parâmetros de potabilidade visa a proteção da saúde da população e a minimização do risco de propagação de doenças de veiculação hídrica, tais parâmetros representam os limites máximos permitidos pela legislação (Brasil, 2021).

O tratamento convencional tem como foco a adequação da água aos parâmetros de potabilidade e segue as etapas de captação da água bruta no manancial, clarificação (coagulação, floculação, decantação), desinfecção, correção do pH, reservação e distribuição, conforme é mostrado no esquema da Figura 4.

Figura 4 – Etapas do tratamento de água em uma estação de ciclo completo ou convencional



Fonte: Costa (2003)

O funcionamento das ETA's se assemelha a uma indústria, e como tal, o seu efluente deve ser descartado segundo a legislação ambiental vigente, a fim de proteger a saúde da população humana e o equilíbrio ecossistêmico (Guerra; Angelis, 2021).

3.4.1 Coagulação

A primeira etapa do tratamento consiste em um processo físico-químico com a adição de um agente coagulante que é distribuído de maneira homogênea em uma calha Parshall, com intuito de desestabilizar as partículas coloidais presentes na água, em meio a uma agitação rápida. Essas partículas apresentam cargas negativas, já o agente coagulante apresenta carga positiva, e pelo processo de atração ocorre a aglutinação das mesmas para que haja a formação dos flocos (Von Sperling, 2014).

O agente coagulante utilizado na maioria das ETA's convencionais no Brasil é o sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$), por se encontrar em grande quantidade, ter baixo custo e alta eficiência no tratamento (Seneda; Garcia; Reis, 2021).

O processo de coagulação pode acontecer em virtude de mecanismos distintos que podem ocorrer de forma combinada ou individualmente, a saber: compressão da dupla camada, formação de pontes químicas, varredura e/ou adsorção (Di Bernardo, 2004). Libânio (2010) destaca que, independente do mecanismo de coagulação, a dosagem ou a variação do pH de coagulação podem influenciar na reestabilização das partículas, favorecendo a reversão do processo de desestabilização.

Conforme Combatt (2018), os mecanismos de coagulação predominantes com uso de sulfato de alumínio são a adsorção e/ou varredura. O mecanismo de adsorção ocorre logo após a adição de coagulante, favorecendo a formação de espécies hidrolisadas, que apresentam cargas positivas que desestabilizam ao serem adsorvidas (Libânio, 2010).

3.4.2 Floculação

O processo de floculação inicia-se após a adição do agente coagulante, sendo potencializado ao passar pelas chicanas, onde cria-se um ambiente propício para a formação de flocos. Esse processo é caracterizado como uma etapa física e consiste na agregação de partículas coloidais em porções maiores para favorecer a ação da gravidade, sendo necessária a variação do gradiente de velocidade que se altera ao longo das chicanas (Von Sperling, 2014).

Conforme Libânio (2010), a floculação tem como objetivo a redução das partículas coloidais e em suspensão presentes na água, proporcionando as condições ideais para o choque entre as partículas e a posterior agregação dos sólidos que irão ser removidos no processo subsequente.

3.4.3 Decantação

De acordo com Franco *et al.* (2009), uma parcela das impurezas contidas na água bruta apresenta características que dificultam a decantação, estando na forma de colóides, sendo necessário o emprego de coagulantes para a aglutinação das partículas.

O decantador é onde realiza-se a terceira etapa de tratamento, constituindo-se por uma fase inteiramente física, por meio da força da gravidade ocorre a sedimentação dos flocos gerados na etapa anterior, sendo a última etapa do processo de clarificação da água, em que acontece a deposição do lodo na base do tanque de decantação (Von Sperling, 2014).

A porcentagem de lodo acumulado nos decantadores pode variar de 60 a 95%, o restante encontra-se nos filtros, tal relação se dá conforme as características da água bruta, dosagem de coagulante utilizado e a eficiência hidráulica do sistema de tratamento (Richter, 2021).

3.5 Características do lodo de estação de tratamento de água

Durante o processo de tratamento da água ocorre a geração de efluente (lodo) em duas etapas, na lavagem dos decantadores e dos filtros. Nos decantadores, a remoção do lodo ocorre através da abertura de registro de descarga (Menezes *et al.*, 2021). Oliveira e Rondon (2016) destacam a relação entre a deterioração da qualidade da água com a maior necessidade no uso de produtos químicos no tratamento.

Conforme Araújo, El-Deir e Tavares (2021), o lodo proveniente de ETA geralmente é descartado de maneira inadequada em corpos hídricos ou em terrenos localizados nas proximidades da ETA. Tal prática coloca em risco o equilíbrio ecossistêmico. O lodo da ETA pode ser caracterizado através de análise laboratorial, com intuito de observar suas características físicas, químicas e biológicas, sendo que tais parâmetros irão depender do tipo de tratamento empregado na água (Franco *et al.*, 2019).

3.5.1 Lodo de sulfato de alumínio

O lodo resultante do uso de sulfato de alumínio é caracterizado como líquido não-newtoniano, no qual apresenta uma parcela de sólidos contendo “hidróxido de alumínio, partículas inorgânicas, colóides de cor e outros resíduos orgânicos” (Richter, 2021, p. 3).

A variação na concentração dos sólidos irá influenciar nas características do lodo de sulfato de alumínio (Richter, 2021). No Quadro 1, é possível verificar a aparência do lodo conforme a concentração dos sólidos.

Quadro 1 – Aparência do lodo sulfato de alumínio

Concentração de sólidos (%)	Aparência do lodo
0 - 5	Líquido
8 - 12	Esponjoso, semisólido
18 - 25	Argila ou barro suave

Fonte: Richter (2021)

3.5.2 Toxicidade do lodo de Sulfato de alumínio

Di Bernardo e Paz (2008), ressaltam que o potencial de toxicidade dos resíduos gerados nas ETA's está associado às atividades realizadas na bacia hidrográfica, a composição do solo na área da bacia, a natureza dos produtos químicos utilizados no tratamento, bem como o método de remoção e o tempo que os resíduos permanecem nos decantadores.

O aumento na concentração de alumínio no solo pode representar um fator inibidor do desenvolvimento radicular das plantas, além de causar danos aos tecidos das raízes e déficit de cálcio, magnésio e fósforo (Araújo; El-Deir; Tavares, 2021). Bitencourt *et al.* (2020) ressaltam que mesmo que a concentração de alumínio seja insuficiente para causar a inibição do crescimento radicular, pode comprometer o desenvolvimento da parte aérea da planta, sendo necessário o acompanhamento do ciclo de vida da espécie sob estresse.

Sousa *et al.* (2022a) destacam a relação da toxicidade do alumínio com o pH do meio. Em solos nos quais o pH se encontra inferior a 5,5, o Al apresenta condições potencialmente tóxicas, entretanto, quando a faixa de pH se encontra acima de 5,5, ele se encontra na forma precipitada.

Os valores médios de metais pesados no lodo de ETA's variam conforme o coagulante empregado no processo de tratamento. Em geral, os metais mais comuns encontrados nos lodos provenientes da limpeza de filtros e decantadores são o alumínio, ferro, cobre, chumbo entre outros (Katayama *et al.*, 2012). Portanto, “a toxicidade potencial do lodo de ETA's depende, principalmente, das características da água bruta, dos produtos químicos utilizados no tratamento e das reações ocorridas no processo” (Andreoli, 2001, p. 1).

3.6 Ensaios de *jar test*

O teste de jarro (*jar test*) é utilizado nas ETA's servindo como base para obtenção de informações essenciais na elaboração de projetos de implementação de novas ETA's, além de otimizar o processo de tratamento nas estações em operação, visando determinar a dosagem correta de coagulantes e demais produtos químicos empregados no tratamento, a intensidade e o tempo de floculação, pH de floculação, bem como o tempo necessário para a decantação (Richter, 2009).

Os ensaios com uso do *jar test* possibilitam simular, em escala de bancada, as condições operacionais envolvidas na clarificação da água, visando a redução dos custos e o aperfeiçoamento da operação (Schafranski *et al.*, 2022). Além disso, esses ensaios são fundamentais para determinar o tempo necessário para a sedimentação, pois, a adoção de um intervalo insuficiente pode interferir na remoção da turbidez, podendo comprometer as etapas subsequentes (Silva *et al.*, 2023).

Nos testes de bancada, a sedimentação dos flocos resultantes da adição do coagulante ocorre na parte inferior dos jarros, assim como nos decantadores das ETA's. Os flocos produzidos podem conter substâncias químicas usadas no processo de tratamento, tais como hidróxidos de ferro ou alumínio, e sua composição varia conforme as características da água bruta, o processo de tratamento e em virtude de outros produtos químicos utilizados (Richter, 2021).

A composição dos sólidos presentes no lodo produzido nas ETA's corresponde a cerca de 5% do volume presente no efluente, sendo que 95% do volume restante é constituído por água. Apesar dessa composição, faz-se necessária a aplicação de um adequado tratamento do lodo gerado (Marguti; Ferreira Filho; Piveli, 2018).

4 MATERIAL E MÉTODOS

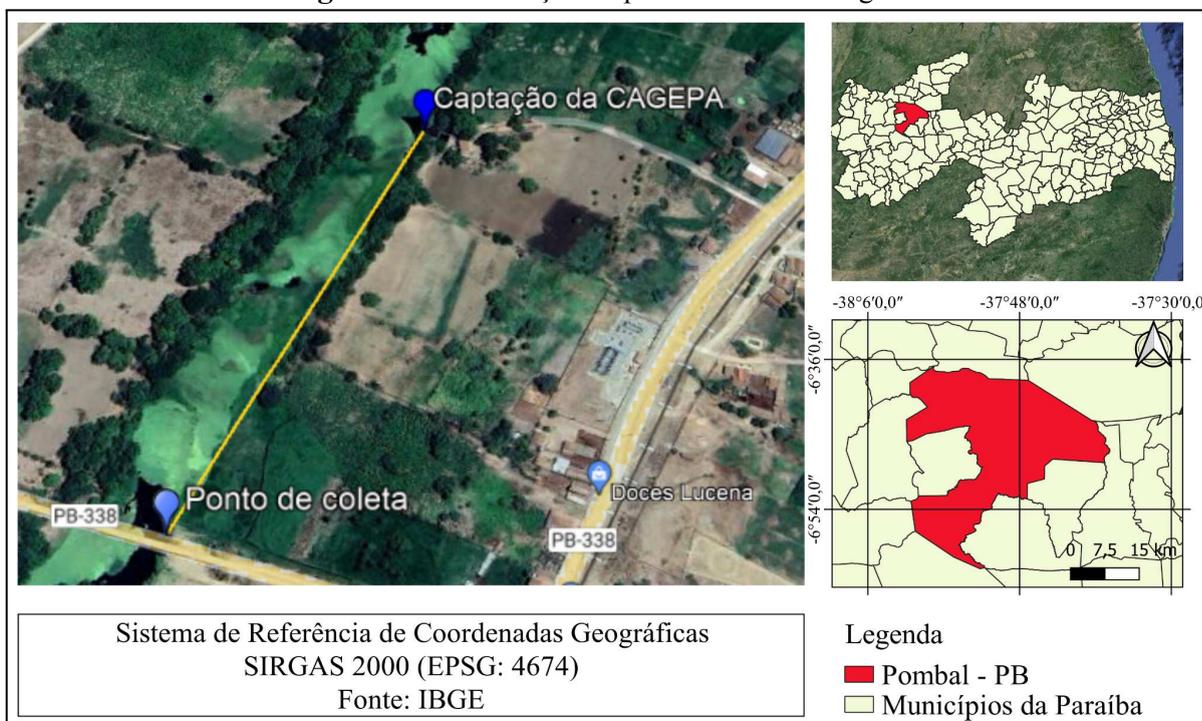
4.1 Caracterização da área de estudo

Conforme dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2022), o município de Pombal está localizado na mesorregião do sertão paraibano, microrregião de Sousa, compreendendo uma área total de 894 km², com uma população de 32.473 habitantes, apresentando um clima semiárido e uma vegetação típica do bioma Caatinga.

A gestão das águas para abastecimento público no município de Pombal-PB fica a cargo da Companhia de Água e Esgoto da Paraíba (CAGEPA), constituída por uma ETA convencional ou de ciclo completo.

A água bruta é captada do rio Piancó, sendo conduzida por uma adutora até a ETA. Nesse local, a água passa por procedimentos de adequação de sua qualidade. Na Figura 5, é possível observar a área de coleta das amostras utilizadas para a realização deste estudo, apresentando coordenadas de latitude 6°46'48.00"S e longitude 37°48'44.81"O, e localizando-se nas proximidades do ponto de captação de água pela CAGEPA.

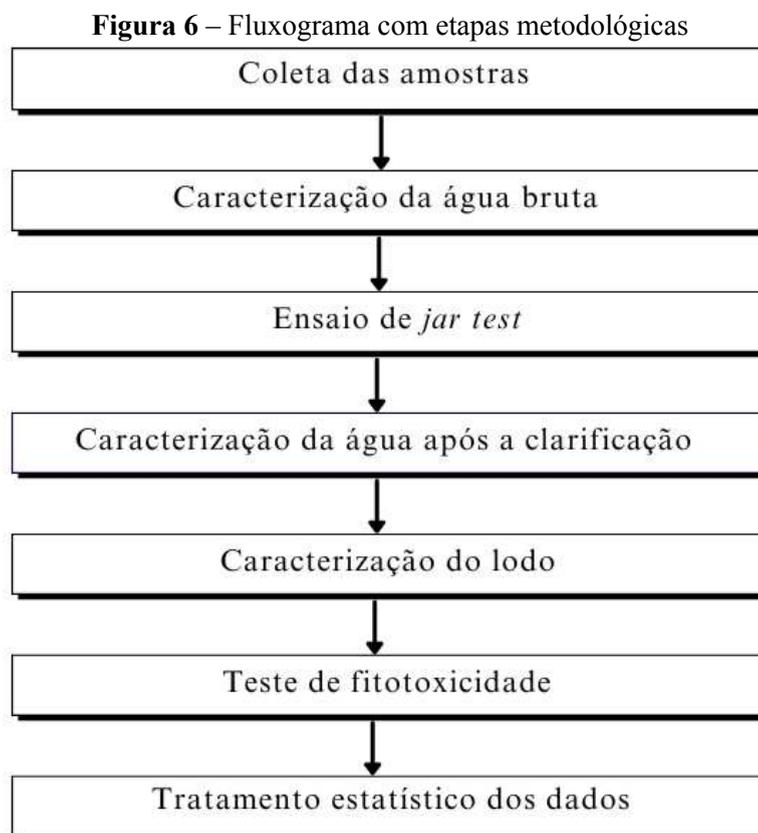
Figura 5 – Localização do ponto de coleta de água bruta



Fonte: Autoria própria (2024)

4.2 Etapas metodológicas da pesquisa

As etapas metodológicas para a realização do presente estudo estão apresentadas no fluxograma da Figura 6.

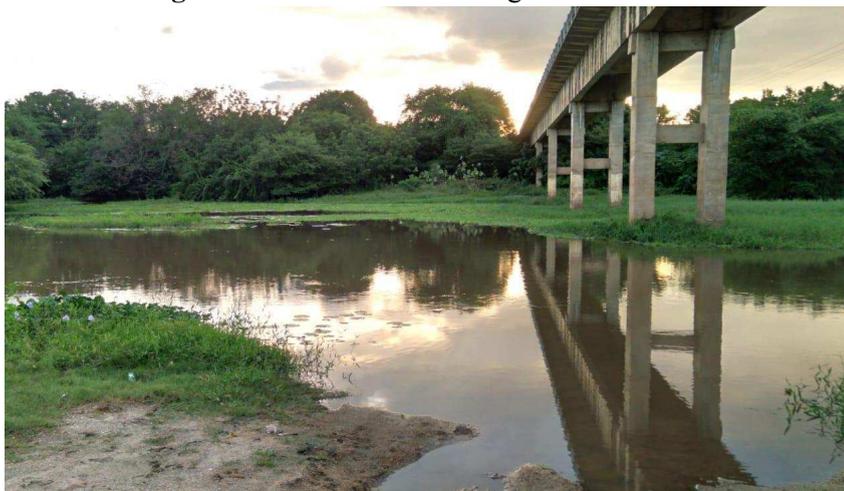


Fonte: Autoria própria (2024)

4.3 Coleta e preparo das amostras

As amostras foram coletadas no trecho do rio Piancó como pode ser observado na Figura 7, a uma distância de 400 metros do ponto de captação da CAGEPA, sendo realizada uma coleta composta, armazenada em recipiente de 20 litros, durante o mês de abril do corrente ano. Os procedimentos adotados para a coleta, conservação e transporte de amostras seguiram as recomendações da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011).

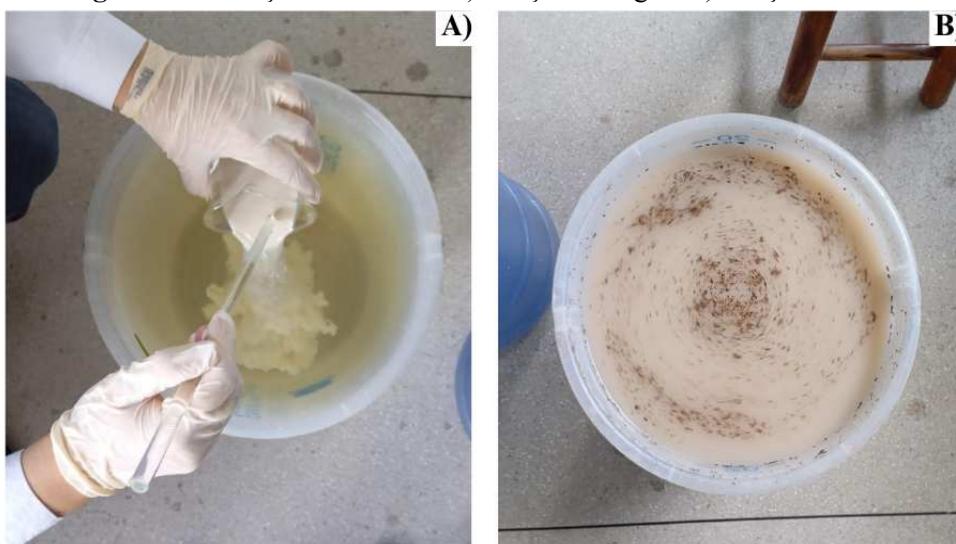
Figura 7 – Ponto de coleta d'água no rio Piancó



Fonte: Autoria própria (2024)

A coleta das amostras de água se deu durante o período chuvoso, sendo que nos dias que antecederam ocorreram chuvas de baixa intensidade, entretanto, a água apresentou baixa turbidez, sendo inferior a 50 UNT (Von Sperling, 2014). Devido a isso, fez-se necessário a adição de sólidos para que a água pudesse ser tratada pelo processo de clarificação de uma ETA convencional. Kawamura (2000) recomenda o tratamento convencional para a adequação da água aos padrões necessários, quando a turbidez apresenta faixa elevada, podendo atingir até $UNT < 3000$. Portanto, foram adicionados 100 g de argila extraída em mina de Caulim localizada em Junco do Seridó-PB (Figura 8A) e 100 g de solo coletados na área externa do Laboratório de Análises de Água (LAAg) da UFCG/CCTA (Figura 8B). A composição química da argila é mostrada na Tabela 1.

Figura 8 – Diluição de sólidos: A) Adição de argila B) Adição de solo



Fonte: Autoria própria (2024)

Tabela 1 – Composição química elementar da argila utilizada para atribuir turbidez a água

Elementos	CAGc (%)
SiO ₂	53,98
Al ₂ O ₃	40,97
SO ₃	1,89
MgO	1,02
K ₂ O	0,91
Fe ₂ O ₃	0,63
CaO	0,60
CO ₂	0,00

Fonte: Autoria própria(2024)

Posteriormente à coleta e diluição dos sólidos na água, realizaram-se as análises dos parâmetros físico-químicos da água bruta, os ensaios de *jar test*, a caracterização da água clarificada e do lodo e os testes de fitotoxicidade, seguindo os procedimentos metodológicos descritos nas subseções 4.4 a 4.7, respectivamente, no LAAg do CCTA/UFCG.

4.4 Caracterização da água bruta

Para os ensaios de pH, turbidez e CE, foram utilizados os seguintes equipamentos: pHmetro modelo pH-5000 da marca Instrutherm, turbidímetro modelo AP 2000 da marca Policontrol, condutivímetro da marca CienlaB, apresentados na Figura 9. Os procedimentos metodológicos adotados seguiram o *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2017).

Figura 9 – Equipamentos de medição: A) pHmetro ; B) Turbidímetro; C) Condutivímetro

Fonte: Autoria própria (2024)

4.5 Ensaios de *jar test*

Durante o desenvolvimento da pesquisa utilizou-se o *jar test* para simulação das etapas de clarificação da ETA convencional, sendo posteriormente realizado o teste de fitotoxicidade

com o lodo gerado durante esse teste. Tais testes são essenciais para minimizar os custos de operação nas ETA's (Schafranski *et al.*, 2022).

Franco *et al.* (2009) destacam que a dosagem de coagulante aplicada está associada aos parâmetros da água bruta, tais como cor, turbidez, alcalinidade e pH. Contudo, para favorecer a coagulação, o pH deve estar numa faixa que varia entre 5,5 a 8,0.

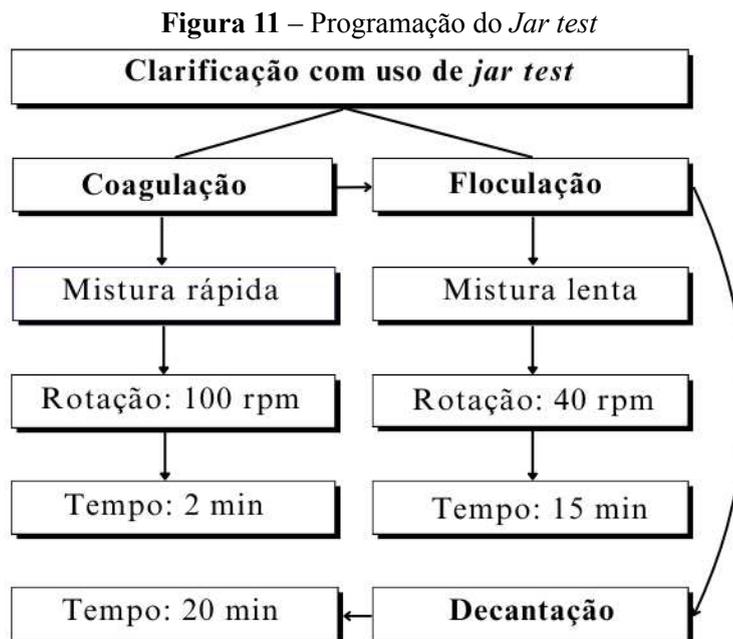
O equipamento de *Jar test* (Figura 10) utilizado durante a realização deste trabalho foi o de modelo JT-203, da marca Milan, composto por três jarros com capacidade de 2,0 litros cada.

Figura 10 – Equipamento de *Jar test*



Fonte: Autoria própria (2024)

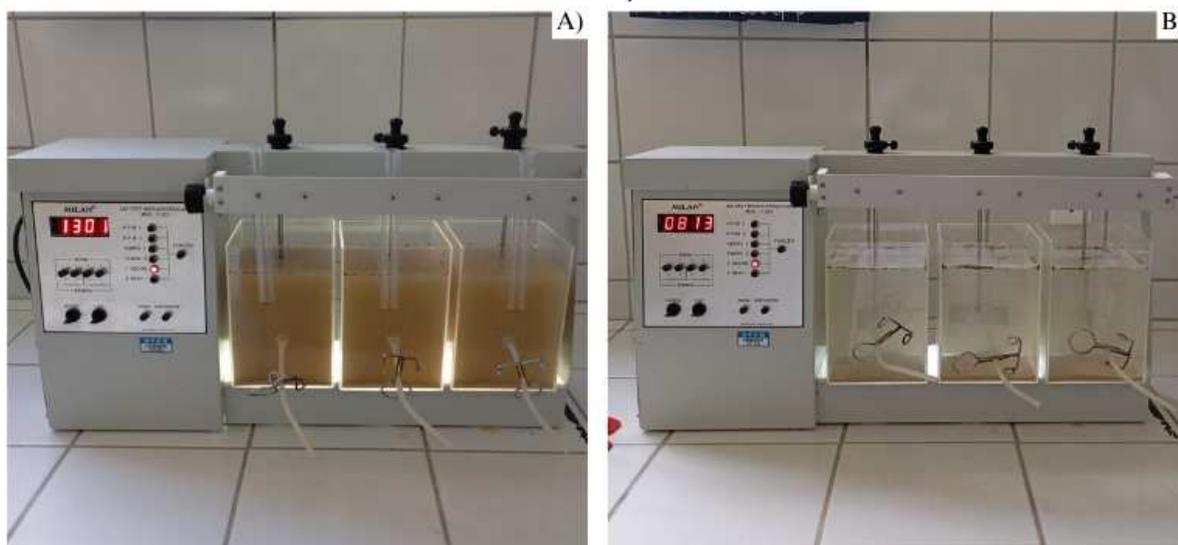
Durante a execução do *Jar test*, adaptou-se a metodologia de Richter (2009), onde o equipamento foi programado com rotação de 100 rpm por 2 minutos (etapa de coagulação), seguido por uma rotação de 40 rpm com tempo de 15 minutos (etapa de floculação), e, por fim, adotou-se um tempo de decantação de 20 minutos (etapa de decantação), conforme observado no fluxograma da Figura 11.



Fonte: Autoria própria (2024)

O coagulante utilizado foi o sulfato de alumínio numa solução contendo 0,1%, logo, a dosagem utilizada seguiu o recomendado por Libânio (2010), o qual indica valores na faixa de 10 a 60 mg.L⁻¹. Sendo adotada a faixa de 10, 15 e 20 mg.L⁻¹, respectivamente. Na Figura 12, ilustra-se as etapas de floculação e sedimentação do ensaio no *Jar test* realizadas neste estudo.

Figura 12 – Ensaio de *Jar test*: A) Água em agitação lenta (etapa de floculação); B) Água em decantação



Fonte: Autoria própria (2024)

4.6 Caracterização da água clarificada e do lodo

A medição dos parâmetros pH, turbidez e CE foram realizados para caracterizar a água clarificada. Posterior a etapa de clarificação, foi realizada a análise dos parâmetros CE e pH para o lodo medidos em pHmetro modelo pH-5000 da marca Instrutherm e condutivímetro da marca CienlaB.

4.7 Teste de fitotoxicidade

Para realização da análise de fitotoxicidade foram empregadas sementes da marca Isla-Park de *Lactuca sativa* (alface), *Brassica oleracea* var. *Capitata* (repolho) e *Cucumis sativus* (pepino), sem tratamento químico para pragas, adquiridas no comércio local. No Quadro 2 é possível observar as características das sementes conforme especificações do fabricante.

Quadro 2 – Características das sementes utilizadas nos ensaios, conforme o fabricante

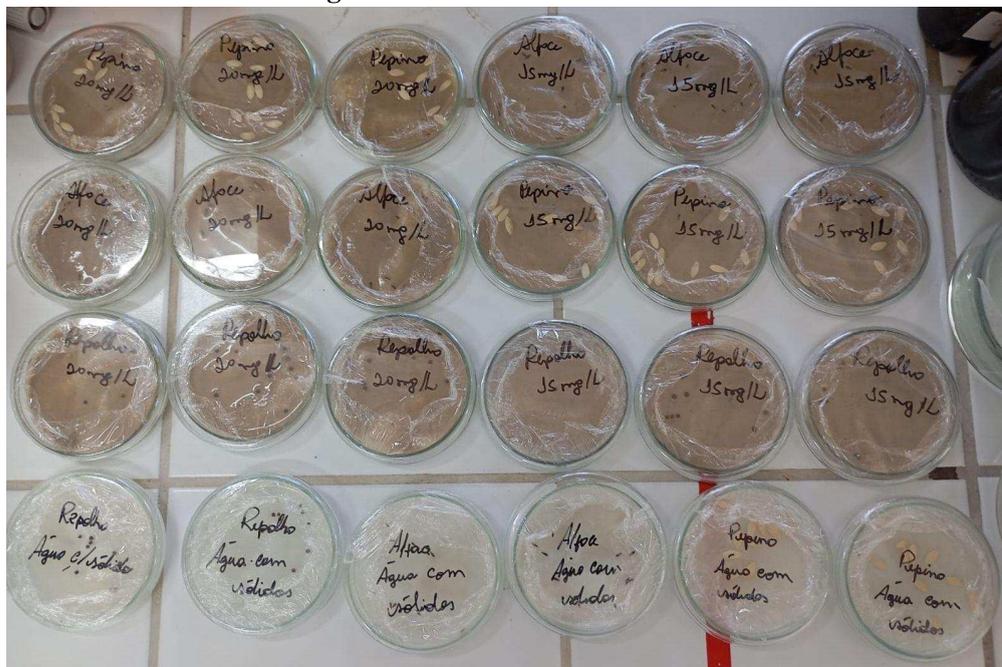
Nome popular	Nome científico	Lote	Taxa de Germinação (%)	Validade (mês/ano)	Pureza (%)
Alface delícia americana	<i>Lactuca sativa</i>	161024-000	98	02/2025	100%
Repolho chato de quintal	<i>Brassica oleracea</i> var. <i>capitata</i>	170790-001	97	11/2025	100%
Pepino verde comprido	<i>Cucumis sativus</i>	172903-001	98	02/2026	100%

Fonte: Autoria própria (2024)

O teste de fitotoxicidade realizado foi adaptado das metodologias de Ferreira Júnior *et al.* (2023) e Pinheiro *et al.* (2022). Inicialmente, as sementes passaram por seleção a fim descartar aquelas que apresentem danos em sua estrutura. O ensaio foi realizada em triplicata, seguindo com a distribuição de 10 sementes de cada espécie em placas de Petri (Ø 100 mm), com uso de filtro duplo de café em seu interior, onde foram adicionados 7 ml da amostra pura do lodo proveniente da clarificação com 10, 15 e 20 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio (Figura 13), sendo adotado um controle com água destilada. Vale salientar que o lodo utilizado no teste de fitotoxicidade não passou pela etapa de desidratação, não sendo possível realizar a classificação do lodo, no entanto, o mesmo apresentou um aspecto líquido.

As placas foram envolvidas em papel filme a fim de minimizar as perdas de água por evaporação, e, em seguida, foram armazenadas em incubadora B.O.D a uma temperatura de $20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$, por 120 h (5 dias).

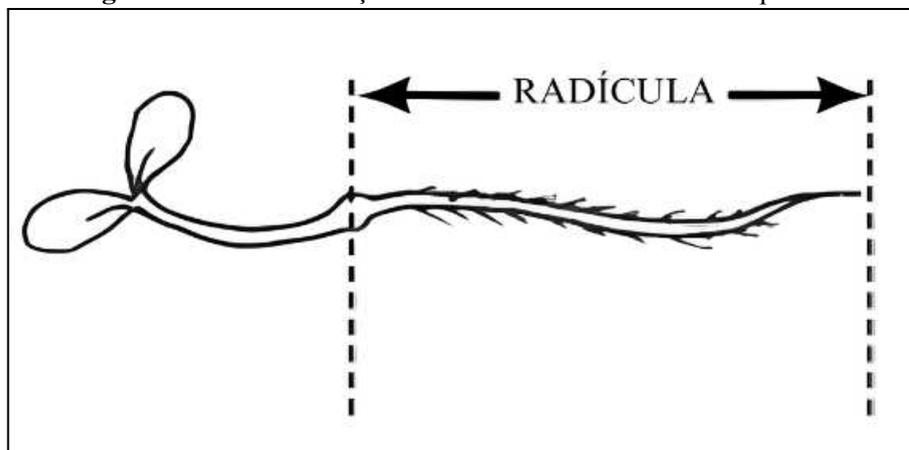
Figura 13 – Teste de fitotoxicidade



Fonte: Autoria própria (2024)

Posterior ao período de incubação, foram analisadas as sementes das espécies de alface, repolho e pepino que germinaram, medindo o desenvolvimento radicular das plântulas com auxílio de uma régua graduada (Figura 14).

Figura 14 – Demonstração ilustrativa da radícula de uma plântula



Fonte: Trautmann e Krasny (1997)

Para indicar a germinação e o desenvolvimento radicular utilizou-se como critério as sementes que apresentaram medição da radícula igual ou superior a 0,5 cm. A aceitabilidade do ensaio é observada com a germinação de 65% das sementes submetidas ao controle com água destilada (USEPA, 1996; BUDI *et al.*, 2016). O teste de germinação foi realizado com intuito de determinar a Germinação Relativa das Sementes (GRS), o Crescimento Relativo das Radículas (CRR) e o Índice de Germinação (IG), conforme as Equações 6, 7 e 8 (Kohatsu *et al.*, 2018).

$$GRS(\%) = (NSGA/NSGC) * 100 \quad (6)$$

$$CRR(\%) = (MCRA/MCRC) * 100 \quad (7)$$

$$IG(\%) = (GRS * CRR)/100 \quad (8)$$

Em que,

GRS: Germinação Relativa das sementes (%);

CRR: Crescimento Relativo das Radículas (%);

IG: Índice de Germinação (%);

NSGA: Número de Sementes Germinadas na Amostra;

NSGC: Número de Sementes Germinadas no Controle;

MCRA: Média do Comprimento da Radícula na Amostra (cm);

MCRC: Média do Comprimento da Radícula no Controle (cm).

Baseando-se na determinação do IG, foi possível avaliar o grau de fitotoxicidade das sementes investigadas, como pode ser observado no Quadro 3.

Quadro 3 – Classificação do efeito do Crescimento Relativo da Radícula (CRR) do grau de toxicidade em função do IG

Crescimento Relativo das Radícula (CRR)	Efeito	Índice de Germinação (IG)	Grau de Fitotoxicidade
0 < CRR < 80%	Inibição do crescimento da raiz	IG > 80%	Sem fitotoxicidade
80% < CRR < 120%	Nenhum efeito significativo	60% < IG < 80%	Leve
CRR > 120%	Estímulo do crescimento da raiz	40% < IG < 60%	Forte
		< 40%	Severa

Fonte: Adaptado de Young *et al.* (2012) e Pinho *et al.* (2017)

4.8 Tratamento estatístico dos dados

Usou-se a estatística descritiva para analisar os dados de caracterização físico-química da água bruta, clarificada e do lodo, bem como para os testes de fitotoxicidade. Além disso, de maneira complementar, também, aplicou-se a Análise de Variância (ANOVA), com significância ao nível de 5%, para os dados de pH, turbidez e CE da água clarificada e pH e CE do lodo.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Caracterização físico-química da água bruta e clarificada

Na Tabela 2, são apresentados os dados referentes aos parâmetros pH, turbidez e CE da água bruta, ou seja, com a adição da argila e solo, bem como da água clarificada após passar pelo *Jar test*.

Tabela 2 – Análises dos parâmetros da água bruta e clarificada

Água bruta			
Dosagem	pH	Turbidez (NTU)	CE ($\mu\text{S/cm}$)
0 mg.L ⁻¹	6,45	1065,00	310,50
Água clarificada com sulfato de alumínio			
Dosagem	pH	Turbidez	CE ($\mu\text{S/cm}$)
10 mg.L ⁻¹	3,63	19,70	1119,50
15 mg.L ⁻¹	3,75	35,00	1788,50
20 mg.L ⁻¹	3,38	38,30	2265,00

Fonte: Autoria própria (2024)

5.1.1 pH

O pH médio da água bruta foi igual a 6,45, valor próximo ao obtido por Barros (2015), que constatou uma variação de 7,6 a 7,2, para o rio Piancó durante o período seco e chuvoso, respectivamente. Estudos desenvolvidos por Queiroz, Dantas e Silva (2013) corroboram com o resultado encontrado, com valores mínimos e máximos de 6,6 e 7,8, respectivamente. Estando, ainda, dentro da faixa indicada por Libânio (2010), que para águas naturais de superfície varia de 6,0 a 8,5.

Quando comparado com o pH da água após processo de clarificação observou-se uma redução no valor desse parâmetro, oscilando de 3,38 a 3,75, representando uma redução no pH de 43,20%, 41,86% e 47,60% nas dosagens de 10, 15 e 20 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio, respectivamente. Tal resultado é justificado devido ao uso de sulfato de alumínio que favorece a formação de íons H⁺, tornando o meio ácido (Silva *et al.*, 2023; Rosalino, 2011).

Na Tabela 3, observa-se o resultado da aplicação da ANOVA, com nível de significância de 5%, para os valores de pH nas diferentes dosagens de coagulantes.

Tabela 3 – Determinação da significância entre dosagens de coagulante e o pH

Fonte da variação	<i>SQ</i>	<i>GL</i>	<i>QM</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0,147	2	0,073	104,786	0,002	9,552
Dentro dos grupos	0,002	3	0,001			
Total	0,149	5				

Fonte: Autoria própria (2024)

Conforme a ANOVA (Tabela 3), foi possível observar variação significativa ($p \leq 0,05$) para o pH quando comparado os valores obtidos nas diferentes dosagens de sulfato de alumínio. Porém, não foi possível determinar qual dosagem apresentou variação significativa, sendo necessário aplicação de outros testes como o de Tukey e/ou de Duncan.

5.1.2 Turbidez

A turbidez observada na água natural coletada no rio Piancó foi inferior à necessária para justificar o tratamento com a clarificação, bem como para favorecer a formação do lodo, essencial para o teste de fitotoxicidade, sendo necessária a introdução de sólidos nesse líquido. Posterior ao incremento, obteve-se uma turbidez de 1065,00 UNT. Entretanto, com o emprego do ensaio de clarificação, analisou-se a dosagem de coagulante que apresentou melhor resultado para a redução desse parâmetro. Das três dosagens utilizadas, a que apresentou o melhor resultado em termos de remoção de turbidez foi a primeira testada, ou seja, 10 mg.L⁻¹, resultando numa turbidez de 19,7 UNT, representando uma remoção igual a 98,15%, seguido por 96,71% e 96,40% para as dosagens de 15 e 20 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio, respectivamente.

A remoção da turbidez foi semelhante ao valor encontrado por Souza *et al.* (2022), que obtiveram eficiência numa faixa de 93,37% a 97,68%, porém, não foi especificado a dosagem de coagulante aplicada no estudo. Araújo *et al.* (2022) obtiveram uma eficiência de remoção superior a 90%, com valor máximo de 98% para a dosagem de 6 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio.

Durante a execução do *Jar test*, o tempo de decantação (20 minutos) foi insuficiente para que ocorresse a sedimentação total dos flocos, resultando um sobrenadante contendo um percentual de sólidos suspensos, e, conseqüentemente, uma maior turbidez em relação a mensurada na água natural, que foi de 12,5 UNT. Vale salientar que a turbidez obtida está em desacordo com a legislação que indica como valor máximo permitido (VMP) 5 UNT (Brasil, 2021). É importante destacar que a água ainda passará pela etapa de filtração onde irá reduzir ainda mais o valor da turbidez.. Como consequência, o resultado elevado de turbidez pode interferir na etapa subsequente, causando o decréscimo da carreira de filtração em virtude da quantidade excessiva de material em suspensão.

Com base na ANOVA mostrada na Tabela 4, percebe-se que o valor de p foi menor que 0,05, indicando, dessa forma, que houve diferença significativa nos valores de turbidez em relação às diferentes dosagens de sulfato de alumínio investigadas (10, 15 e 20 mg.L⁻¹).

Tabela 4 – Determinação da significância entre as dosagens de coagulante e a turbidez

Fonte da variação	SQ	GL	QM	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	394,763	2,000	197,382	328,058	0,0003	9,552
Dentro dos grupos	1,805	3,000	0,602			
Total	396,568	5,000				

Fonte: Autoria própria (2024)

5.1.3 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica das águas naturais normalmente é inferior a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, no entanto, em corpos d'água com elevada carga de efluentes domésticos e industriais podem atingir valores de até 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Libânio, 2010).

Conforme a Tabela 2, a CE determinada para a água natural, sem a adição de sólidos, foi de 310,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sendo este superior ao estabelecido por Libânio (2010). Tal resultado pode ser justificado pela proximidade do ponto de coleta de residências, fábricas e áreas de recreação, do ponto de coleta de água adotado neste estudo. Resultado similar foi encontrado por Dias *et al.* (2021), em que a CE foi superior a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no intervalo de 2011 a 2020, com exceção do ano de 2019. A CE obtida no estudo de Barros (2015) para um trecho do rio Piancó localizado em Pombal-PB variou de 302,5 a 472,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, durante o período chuvoso e

seco, respectivamente. Queiroz, Dantas e Silva (2013) encontraram valores de CE de 290 e 292 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para a água do supracitado rio.

Após a adição do sulfato de alumínio ocorreu o aumento da CE, onde os resultados variaram de 1119,5 a 2265 $\mu\text{S}/\text{cm}$, nas diferentes concentrações de coagulante. Quando comparado com a água bruta, a CE da água clarificada foi cerca de 3,6 vezes maior para dosagem de 10 mg.L^{-1} ; 5,7 para 15 mg.L^{-1} ; e 7,3 para 20 mg.L^{-1} . Como a CE é a capacidade de um meio de conduzir corrente elétrica, estando relacionado a concentração de sais, portanto, os sais de alumínio contribuíram para a elevação desse parâmetro (Montovani *et al.*, 2021).

A ANOVA para os dados de CE é mostrada na Tabela 5. Assim como para os parâmetros pH e turbidez, também, observou-se diferenças significativas, com p igual a 0,00001, entre as dosagens de sulfato de alumínio e os dados de CE.

Tabela 5 – Determinação da significância entre as dosagens de coagulante e a CE

Fonte da variação	SQ	GL	QM	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	1324522,333	2,000	662261,167	2926,043	0,00001	9,552
Dentro dos grupos	679,000	3,000	226,333			
Total	1325201,333	5,000				

Fonte: Autoria própria (2024)

5.2 Caracterização físico-química do lodo de sulfato de alumínio

Os valores de pH e de CE do lodo de sulfato de alumínio estão apresentados na Tabela 6, seguindo a tendência observada na análise dos parâmetros ligados à água após processo de clarificação, em que o pH reduziu e a CE aumentou conforme houve um aumento da dosagem de coagulante empregada.

Tabela 6 – pH e CE do lodo de sulfato de alumínio

Dosagem	pH	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
10 mg.L^{-1}	3,51	1244,50
15 mg.L^{-1}	3,94	1718,50
20 mg.L^{-1}	3,34	2195,00

Fonte: Autoria própria (2024)

Quando comparados os dados das Tabelas 2 e 6, referentes a água clarificada e ao lodo, é possível observar que os resultados apresentam uma similaridade. O pH variou de 3,38 a 3,75 para a água clarificada em diferentes concentrações do coagulante, enquanto para o lodo a variação foi na faixa de 3,34 a 3,94. Na dosagem contendo 20 mg.L^{-1} de sulfato de alumínio, o pH obtido resultou no menor valor, 3,34, em virtude da elevada concentração de sulfato de alumínio que favorece a formação de íons H^+ , tornando o meio ácido (Rosalino, 2011). Entretanto, o resultado está em desacordo com a resolução CONAMA n. 430, indicando como valores máximos permitidos (VMP) para o pH de lançamento de efluentes entre 5 e 9 (Brasil, 2011).

Na Tabela 7, é apresentado a ANOVA do pH do lodo para as diferentes dosagens de coagulante. Os valores de pH do lodo de sulfato de alumínio apresentaram diferença significativa ($p \leq 0,005$) entre si, porém, não foi possível determinar qual dosagem difere significativamente das demais.

Tabela 7 – Determinação da significância entre as dosagens versus pH para o lodo

Fonte da variação	SQ	GL	QM	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,383	2,000	0,191	47,226	0,005	9,552
Dentro dos grupos	0,012	3,000	0,004			
Total	0,395	5,000				

Fonte: Autoria própria (2024)

A CE apresentou um intervalo 1119,5 a 2265 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na água clarificada e 1244,5 a 2195 (Tabela 2) $\mu\text{S}/\text{cm}$ para o lodo (Tabela 8), sendo este último valor similar ao reportado por Bitencourt *et al.* (2016), em que a CE foi de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Os dados da Tabela 8 referem-se à ANOVA da CE do lodo em relação às diferentes concentrações de coagulante.

Os valores de CE do lodo de sulfato de alumínio apresentaram diferença significativa com p menor que 0,05 quando comparados às diferentes concentrações de sulfato de alumínio.

Tabela 8 – Determinação da significância entre dosagens de coagulante versus CE para o lodo

Fonte da variação	SQ	GL	QM	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	903452,333	2,000	451726,167	4593,825	0,000	9,552
Dentro dos grupos	295,000	3,000	98,333			
Total	903747,333	5,000				

Fonte: Autoria própria (2024)

5.3 Efeitos fitotóxicos do lodo de sulfato de alumínio

A espécie *Lactuca sativa* (alface) não atendeu ao quesito de aceitabilidade do teste de germinação, por não atingir uma germinação de 65% no controle com água destilada (USEPA, 1996). Em função disso, não foram apresentados resultados para essa espécie vegetal como mostrado na Tabela 9.

Devido à baixa disponibilidade de estudos específicos sobre a fitotoxicidade do lodo de ETA com o emprego de sementes *Brassica oleracea var. capitata* (repolho) e *Cucumis sativus* (Pepino), não foi possível realizar tantas comparações diretas. Por isso, os resultados e discussões deste estudo foram comparados com dados de outras culturas, a fim de contextualizar e enriquecer as análises.

As análises de fitotoxicidade utilizando lodo sem diluição foram empregadas a fim de estimar os riscos ambientais do lançamento do lodo *in natura* no meio ambiente, expondo as espécies à concentração máxima deste efluente, visando observar as possíveis alterações. Cabe destacar que a determinação da fitotoxicidade da água bruta visa observar se o corpo hídrico dispõe de condições ambientais de desequilíbrio ao ponto de causarem efeito tóxico nas culturas.

Tabela 9 –Valores de IG, GRS e CRR para as sementes de alface, repolho e pepino submetidas ao teste de fitotoxicidade com lodo

Semente	Concentração	GRS (%)	CRR (%)	IG (%)	Observações
Alface	Água bruta	-	-	-	Não foi possível determinar o grau de fitotoxicidade
	10 mg.L ⁻¹	-	-	-	Não foi possível determinar o grau de fitotoxicidade
	15 mg.L ⁻¹	-	-	-	Não foi possível determinar o grau de fitotoxicidade
	20 mg.L ⁻¹	-	-	-	Não foi possível determinar o grau de fitotoxicidade
Repolho	Água bruta	80	69,56	55,65	Fitotoxicidade forte com inibição do crescimento radicular
	10 mg.L ⁻¹	26,60	5,97	1,59	Fitotoxicidade severa com inibição do crescimento radicular
	15 mg.L ⁻¹	0,00	1,73	0,00	Fitotoxicidade severa com inibição do crescimento radicular
	20 mg.L ⁻¹	0,00	1,35	0,00	Fitotoxicidade severa com inibição do crescimento radicular
Pepino	Água bruta	95,00	78,06	74,16	Fitotoxicidade leve com inibição do crescimento radicular
	10 mg.L ⁻¹	26,6	6,13	1,63	Fitotoxicidade severa com inibição do crescimento radicular
	15 mg.L ⁻¹	13,3	4,52	0,73	Fitotoxicidade severa com inibição do crescimento radicular
	20 mg.L ⁻¹	13,3	5,48	0,60	Fitotoxicidade severa com inibição do crescimento radicular

Fonte: Autoria própria (2024)

Conforme dados da Tabela 9, observa-se que as espécies de repolho e pepino apresentaram alta sensibilidade ao lodo de ETA, com base na classificação do grau de fitotoxicidade em função do IG apresentado por Pinho *et al.* (2017).

5.3.1 Sementes de *Lactuca sativa*

A variedade *Lactuca sativa* (Alface) é utilizada como bioindicador de toxicidade do lodo de ETA em inúmeros estudos (Souza *et al.*, 2021; Michelan *et al.*, 2021; Sousa *et al.*, 2022a), no entanto, sua germinação não atendeu ao critério de aceitabilidade do teste toxicidade para o controle. Tal resposta pode ser resultado de uma falha no lote, como consequência, não foi possível calcular o índice de germinação (IG), germinação relativa das sementes (GRS) e o crescimento relativo das raízes (CRR) para as diferentes concentrações.

No trabalho de Sousa *et al.* (2022a), o IG da alface, submetido a uma análise de desenvolvimento radicular com uso do lodo de ETA *in natura*, foi de 5,59 %, indicando um grau de toxicidade severa, conforme classificação empregada por Pinho *et al.* (2017), resultando na inibição do desenvolvimento radicular, causada pela alta concentração de sulfato de alumínio no lodo.

O emprego do lodo *in natura* com concentração de 7,72 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio foi observado no estudo de Sousa *et al.* (2022b), resultando na inibição do crescimento radicular nas sementes de alface e tomate, onde foi possível observar que com o aumento da concentração de sulfato de alumínio, ocorreu a elevação na inibição do crescimento radicular.

5.3.2 Sementes de *Brassica oleracea var. capitata*

O repolho apresentou desenvolvimento radicular em todas as sementes da amostra com água destilada, representando uma germinação de 100%, superior aos 65% indicado pela USEPA (1996).

O CRR para água bruta foi de 69,56%. Contudo, apresentou valor de 5,97% para 10 mg.L⁻¹, 1,73 e 1,35% nas dosagens de 15 e 20 mg.L⁻¹, indicando inibição do crescimento radicular das sementes (Young *et al.*, 2012). No estudo de Sousa *et al.* (2022a), com lodo de ETA, o valor do CRR foi de 8,11%. Dentre os efeitos da toxicidade do alumínio destaca-se a inibição do crescimento radicular (Gordin *et al.*, 2013).

O IG da água bruta para o repolho, resultou um valor de 55,65%, caracterizando-se como fitotoxicidade forte. Contudo, essa caracterização pode ter sido influenciada pelas concentrações de poluentes na água, não sendo possível determinar a causa específica.

Já para os dados de lodo, o IG foi de 1,59% na concentração de 10 mg.L⁻¹, resultado similar aos relatados por Sousa *et al.* (2022a), onde o IG foi de 5,14%, com emprego do lodo

in natura de ETA. Como os IG do lodo foram inferiores a 40%, nas diferentes concentrações de sulfato de alumínio, isso indica um grau de toxicidade severa (Pinho *et al.*, 2017).

Comparando os testes de toxicidade para as espécies de repolho e pepino, observa-se que os dados do repolho indicaram maior sensibilidade à toxicidade do lodo nas diferentes concentrações de sulfato de alumínio, resultando num IG igual a zero para as concentrações de 15 e 20 mg.L⁻¹.

Santos (2018) avaliou o potencial de genotoxicidade do lodo de ETA e de Estação de tratamento de Efluente (ETE) com teste de germinação empregado para a variedade *allium cepa* (cebola), observaram que o lodo de ETA tem potencial de causar alterações genéticas na estrutura da plântula. Ferreira *et al.* (2017) com emprego de *Cynodon spp. Cv* (capim tifton), utilizando o lodo de ETA associado ao latossolo vermelho-amarelo a fim de testar o seu potencial agrônômico, relataram toxicidade para as plantas nas diferentes concentrações do lodo de ETA.

5.3.3 Sementes de *Cucumis sativus*

O valor do CRR foi igual a 78,06% para as sementes de pepino germinadas com água bruta. Seguido por 6,13% para 10 mg.L⁻¹, 5,49% e 4,52% para as dosagens de 15 e 20 mg.L⁻¹, respectivamente, indicando inibição do crescimento radicular (Young *et al.*, 2012).

O IG da água bruta para a espécie *Cucumis sativus* (Pepino) foi de 74,16%, indicando um grau de fitotoxicidade leve. As sementes de pepino apresentaram menor sensibilidade quando comparadas com as sementes de repolho.

A dosagem de 10 mg.L⁻¹ resultou num IG de 1,63%, seguido por 0,73% e 0,6% para as dosagens de 15 e 20 mg.L⁻¹, de maneira respectiva. O pepino sofreu maior toxicidade para a dosagem de 20 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio. Os valores variaram conforme a dosagem de sulfato de alumínio, no entanto, assim como o repolho, o Índice de Germinação para o pepino foi inferior a 40%, caracterizando como toxicidade severa (Pinho *et al.*, 2017).

Sousa *et al.* (2022a), encontraram valores de IG para o pepino testado com lodo de ETA discrepantes dos observados neste estudo, com IG igual a 35,42%, mesmo diante da diferença entre os resultados, o valor obtido está na faixa que indica toxicidade severa conforme classificação empregada por Pinho *et al.* (2017). O referido autor obteve resultados de toxicidade severa com amostras com lodo sem diluição para as sementes de cebolinha, rúcula e tomate, com IG de 12,76%, 1,86% e 0,00%, respectivamente.

O lançamento do lodo *in natura* nos corpos hídricos provoca alterações no ambiente natural, em virtude da elevada concentração de sólidos e alta quantidade de solos, aumentando os teores de metais pesados, causando impactos ambientais negativos com potencial de toxicidade e de degradação ambiental (Oliveira; Rondon, 2016). O lançamento sem a devida adequação está em desacordo com a Lei Federal n. 9.605, de 17 de fevereiro de 1998, também conhecida como a lei de Crimes Ambientais.

O descarte inadequado do lodo de ETA não afeta somente a qualidade da água, mas também impacta o solo, em que umas das vias de contaminação é através da irrigação de culturas com a água contendo concentrações de metais pesados (Hussein *et al.*, 2021), podendo ser lançado diretamente no solo. As altas concentrações de alumínio alteram a absorção e o transporte de nutrientes, prejudicando a atividade enzimática e reduzindo o desenvolvimento radicular (Gupta; Gaurav; Kumar, 2013).

6 CONCLUSÕES

- Os valores de pH, a turbidez e a CE da água clarificada para as diferentes dosagens de sulfato de alumínio apresentaram diferenças significativas entre si.
- Os resultados referentes ao pH e a CE do lodo apresentaram diferença significativa com adição das diferentes dosagens de sulfato de alumínio.
- Dentre as dosagens estudadas, a de 10 mg.L⁻¹ apresentou melhor resultado no teste de coagulação.
- O lodo não pode ser lançado de maneira *in natura* em corpos hídricos sem antes passar por tratamento para eliminar o potencial tóxico e de degradação ambiental. Portanto, isso ressalta a importância dos estudos de fitotoxicidade em lodos de ETA's, pois é a partir do conhecimento dessas quantificações que se estabelece o tratamento mais adequado.
- Os ensaios revelaram que o índice de germinação foi severo para as variedades *Brassica oleracea var. capitata* (Repolho) e *Cucumis sativus* (Pepino), indicando eficiência na determinação da toxicidade, devido as referidas sementes apresentarem alta sensibilidade ao lodo de sulfato de alumínio.
- A variedade *Lactuca sativa* (Alface), não apresentou desenvolvimento radicular na amostra usada como controle, caracterizando como possível problema com o lote das sementes adquiridas para o estudo.
- Como sugestão de trabalhos futuros indica-se a análise da origem da toxicidade da água bruta, com emprego de uma caracterização físico-química que englobe uma maior gama de parâmetros.

REFERÊNCIAS

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Abastecimento urbano de água.** Resultado por estado. Atlas Brasil, v. 2. p. 45, 2010.

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Portal da qualidade das águas.** Disponível em: <https://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>. Acesso em 26 de maio de 2024.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 22 ed. Washington: APHA, 2017, 1203 p.

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

AZEVEDO NETTO, J. M. Filtros Rápidos de Gravidade. Técnica de abastecimento e tratamento de água. *In: Técnica de abastecimento e tratamento de água.* CETESB/ASCETESB. 2.ed. São Paulo, 1977, p. 22 – 829.

ANDREOLI, C. V. (coord). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final.** Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001. 282 p.: il. Projeto PROSAB.

BARROS, A. T; MORAIS, C. R. S; FRANÇA, K. B; GOUVEIA, J. P. G; LIMA, L. M. R; SOUZA, S. L. **Caracterização físico-química e biológica da água e dos solos das margens do rio Piancó, PB.** Campina Grande. 198 p. Dissertação de Doutorado (Doutorado em em Ciência e Engenharia de Materiais.) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2015.

BELO, S. R. S. GÓIS, J. C. M; QUINA, M. M. J; FIGUEIREDO, A. R. A. **Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem.** 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal, 2011.

BRASIL. **Lei Federal n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, 1997.

BRASIL. **Lei Federal n. 14.026, de 15 de julho de 2020.** Atualiza o marco legal do saneamento básico. Brasília - DF, 2020.

BRASIL. **Lei Federal n. 9.605 de 12 de fevereiro de 1998.** Lei dos Crimes Ambientais, 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências.

BRASIL. **Portaria GM/MS 888, de 04 de maio de 2021.** Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário oficial da união. Brasília, DF, p. 127, ed. 2, maio. 2021. Seção 1.

BITENCOURT, G. A.; MONTEIRO, R. T. R.; CORRÊA, T. G. M.; MORALES, M. A. M.; MURAOKA, T. **Caracterização ecotoxicológica de lodo gerado em estação de tratamento de água**. 2016. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

BITENCOURT, G. A.; APOLARI, J. P.; SOUZA, G.; MONTEIRO, R. T. R. **Lodo gerado em Estação de Tratamento de Água: Avaliação preliminar da toxicidade em plantas de milho**. *Scientia Plena*, v. 16, n. 12, 2020.

BUDI, S.; SULIASIH, B. A.; OTHMAN, M. S.; HENG L. Y.; SURIF, S. Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant. **Waste Management**, v. 55, p. 231-237, 2016.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas**. São Paulo: CETESB, 2011, 327 p.

COMBATT, M. P. M. **Clarificação de águas por eletrocoagulação alimentada por sistema fotovoltaico**. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa- MG: [s.n.], 2018.

COSTA, E. R. H. **Otimização dos processos de coagulação e floculação** (apresentação). Encontro Técnico da COPASA, Belo Horizonte, 2003.

DE ARAÚJO, M. P.; EL-DEIR, S. G.; TAVARES, R. G. Lactuca sativa como bioindicador da contaminação por alumínio do lodo de Estação de Tratamento de Água. **Sistemas & Gestão**, v. 16, n. 2, 2021.

DE ARAÚJO, R. N.; GOMES, V. S.; LIMA, E. G.; DUARTE, T. M.; FERREIRA, R. S. B.; CAVALCANTI, M. T. Estudo comparativo do sulfato de alumínio e ferro no processo de coagulação/floculação da água do açude Epitácio Pessoa, Boqueirão-PB. **REVINSA-Revista do Instituto Nacional do Semiárido**, v. 1, n. 2, p. 30-35, 2022.

DE MENEZES, A. C. L. S. M.; GADELHA, C. L. M.; SILVA JÚNIOR, W. R.; MACHADO, T. T. V.; ALMEIDA, T. M. V. Caracterização da água de lavagem de uma estação de tratamento de água, com vistas ao reúso. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 191-196, 2021.

DE SOUSA, S. S. O.; TAVARES, R. G.; PRAGANA, R. B.; SILVA, E. M.; ANDRADE, P. B. **Avaliação ecotoxicológica de lodo de estação de tratamento de Água**. 2022a.

DE SOUSA, S. S. O.; ANDRADE, P. B.; ARAÚJO, M. P.; PRAGANA, R. B.; TAVARES, R. G. (2022b). Avaliação da toxicidade do lodo da estação de tratamento de gurjaú utilizando diferentes sementes como bioindicadores. **Revista Saúde e Meio Ambiente**, 14(2), 162-188.

DE SOUZA, A. C. Z.; MORALES, M. A. M.; MORALES, D. E. C. M.; MONTAGNOLLI, R. N.; SOMMAGGIO, L. R. D. **Uso sustentável do lodo de tratamento de água e esgoto: efeitos fitotóxicos, genotóxicos e possibilidade de uso antes e depois da biorremediação**. 2021.

DE SOUZA, C. D. R.; FERREIRA, I. B. P.; SILVA, O. C.; VERONEZE, G. M. Análise comparativa do cloreto férrico e sulfato de alumínio utilizado no processo de tratamento da água do Rio Solimões. **Brazilian Journal of Development**, v. 8, n. 2, p. 13056-13070, 2022.

DIAS, T. A; FERREIRA, A. L. O; SILVA, G. F; MEDEIROS, L.L; SILVA, J. **Avaliação da qualidade da água do trecho do Rio Piancó na bacia hidrográfica Piancó-Piranhas Açú.** 2021.

DI BERNARDO, A. S; POVINELLI, J; LUIZ SENS, M; MENDES, C. G. N; PÁDUA, V. L; BRANDÃO, C. C. S. **Desempenho de sistemas de dupla filtração no tratamento de água com turbidez elevada.** 2004. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

DI BERNARDO, L; PAZ, L. P. S. **Seleção de tecnologias de tratamento de água.** São Carlos: LDIBE LTDA, v. 2, 2008

DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água.** Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1993. 498 p. Vol. 2.

IBGE. **Cidades.** Disponível: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/pombal/panorama>. Acesso em: 19 out. 2023.

FELDENS, L. **O homem, a agricultura e a história.** Lajeado: Univates, 2018.

FERREIRA, A. C. S.; SILVA, J. B.G.; PEREIRA, R. O.; OLIVEIRA, A. P. S. Avaliação do desenvolvimento do capim Tifton cultivado em latossolo adubado com lodo de ETA. **Revista Internacional de Ciências**, v.7, n.1, 64-83, 2017.

FERREIRA JÚNIOR, V. GOMES, N. A; OLIVEIRA, A. M. B. M; SILVA, E. M; NUNES, F. M. S; COELHO, L. F. O. **Análise do potencial fitotóxico de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico: um estudo preliminar.** 2023.

FRANCO, N. M; MORALES, D. E. C. M; GARCIA, M. L; ALMEIDA, N. C. **Manejo de lodo de Estação de Tratamento de Água, visando ao aproveitamento na agricultura como condicionante de solos.** 2019.

FRANCO, E. E; PENNA, J. A; BORGES, A. C; GUEDES, C .D. **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.** 2009.

GORDIN, C. R. B; MARQUES, R. F; ROSA, R. J. M; DOS SANTOS, A. M; SCALON, S. D. P. Q. (2013). Emergência de plântulas e crescimento inicial do pinhão manso exposto a alumínio. **Semina: Ciências Agrárias**, 34(1), 147-156.

HUSSEIN, A. M; MAHMOUD, R. K; SILLANPAA, M; WAHED, M. S. A. Impacts alum DWTPs sludge discharge and changes in flow regime of the Nile River on the quality of surface water and cultivated soils in Fayoum watershed, Egypt. **Sci Total Environ.** 2021 Apr;766:144333. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.144333

GUERRA, R. C; ANGELIS, D. F. D. **Classificação e biodegradação de lodo de estações de tratamento de água para descarte em aterro sanitário.** Arquivos do Instituto Biológico, v. 72, p. 87-91, 2021.

GUPTA, N; GAURAV, S. S; KUMAR, A. Molecular basis of aluminium toxicity in plants: a review. **American Journal of Plant Sciences**, v. 2013, 2013. DOI: 10.4236/ajps.2013.412A3004.

KATAYAMA, V. T; MONTES, C. P; FERRAZ, T. H; MORITA, D. M. **Quantificação da Produção de Lodo de Estações de Tratamento de Água de Ciclo Completo: Uma Análise Crítica**. Universidade de São Paulo, 2012.

KAWAMURA, S. Preliminary studies. In: **integrated design and operation of water treatment facilities**. 2. ed. USA, 2000.

LIMA, C. A. G; CURI, W. F; DE SILANS, A. M. B. P; MAUAD, F. F; CURI, R. C; DANTAS NETO, J. **Análise e sugestões para diretrizes de uso das disponibilidades hídricas superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó, situada no Estado da Paraíba**. 2004.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Editora Átomo, ed. 3, 2010.

MARGUTI, A. L; FERREIRA FILHO, S. S; PIVELI, R. P. Full-scale effects of addition of sludge from water treatment stations into processes of sewage treatment by conventional activated sludge. **Journal of environmental management**, v. 215, p. 283-293, 2018.

MICHELAN, D. C. G. S; SANTOS, W. N. D. A; ROSA, T. S; SANTOS, D. D. G; JESUS, R. D. C. S. D. Uso do coagulante/floculante emergente à base de moringa no tratamento de água com verificação da composição e toxicidade do lodo produzido: tratamento de água com Moringa e toxicidade do lodo. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 26, p. 955-963, 2021.

MONTOVANI, C. P; CONEGLIAN, C. M. R; POLETTI, E. C. C; RIBEIRO, L. C. L. J; ANGELIS D. F; BIDOIA, E. D; SANTOS, A. C. A. **Condutividade elétrica e cloretos como indicador da qualidade de água**. 2021. Tese de Doutorado. [sn].

MOREIRA, B. S; TEIXEIRA, C. M; GURGEL, L. V. A; CESTAROLLI, D. T. **Caracterização de lodo de estação de tratamento de água e sua utilização como adsorvente para arsênio**. 2019.

MOURA, M. C. F; LIMA, L. K. S; SANTOS, C. C; DUTRA, A. S. Teste da condutividade elétrica na avaliação fisiológica em sementes de *Vigna unguiculata*. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 40, n. 4, p. 714-721, 2017.

OMS. Organização Mundial da Saúde; BIRD. Banco Mundial; Fundo Internacional de Emergência das Nações Unidas para a Infância. UNICEF. **Situação da Água Potável no Mundo**. Genebra: 2020. Disponível em: https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/water-safety-and-quality/state-of-drinking-water-report_ex-summary_english.pdf?sfvrsn=9cb7ca6d_4&download=true. Acessado em: 20 abr. 2024.

OLIVEIRA, I. Y. Q; RONDON, O. C. Diagnóstico da gestão de lodo de estação de tratamento de água em Mato Grosso do Sul. **Interações (Campo Grande)**, v. 17, p. 687-698, 2016.

PAGOTTO, L. G; RODRIGUES, J; HENRIQUE, F. H; POMPEU JUNIOR, J; BLUMER, S. Análise de variância e testes de médias: um estudo aplicado em experimentos com variedades de algodoeiro e seleções de citrumelo. **Brazilian Applied Science Review**, v. 5, n. 3, p. 1287-1296, 2021.

PEDUTO, T. A. G; JESUS, T. A; KOHATSU, M. Y. Sensibilidade de diferentes sementes em ensaio de fitotoxicidade. **Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação**, v. 4, n. 2, p. 200-212, 2019.

QUEIROZ, M. M. F.; DANTAS, E. F.; SILVA, A. L. Qualidade e quantidade da água do rio Piancó, tributário do Rio Piranhas-açu na região Nordeste. **Revista verde de agroecologia e desenvolvimento sustentável**, v. 8, n. 2, p. 49-58, 2013.

PINHO, I. A. *et al.* Phytotoxicity assessment of olive mill solid wastes and the influence of phenolic compounds. **Chemosphere**, v. 185, p. 258-267, 2017.

PIMENTA, M. G. B; HORN, A. H; FERREIRA, P. H; RIOS, D. A. **Análise químico ambiental da bacia do Rio Santo Antônio-MG por meio da avaliação de amostras de água e sedimentos**. 2021.

RICHTER, C. A. **Água: Métodos e tecnologias de tratamento** / Carlos A. Richter. 1ª ed. São Paulo: Blucher, 2009.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de água**. São Paulo: Editora Blucher, 1991.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. Editora Blucher, 2021.

RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de água**. Editora Blucher, 2021.

ROCHA, B.S. **Fitotoxicidade do corante laranja reativo 64 como efluente têxtil tratado por oxidação avançada (US/H₂O₂)**. 50 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Rio Grande do Norte, 2017.

ROCHA, Aristides, Almeida. **Histórias do Saneamento**. São Paulo, SP: Blucher, 2018. 152 p. ; PDF.

ROSALINO, M. R. R. **Potenciais efeitos da presença de alumínio na água de consumo humano**. MSc Postgraduate Program in Environmental Energy, New University of Lisbon, Faculty of Science and Technology: Lisbon, Portugal, 2011.

SANTOS, T. **Avaliação da detoxificação de associações de lodos de ETE e ETA pelo bioensaio de *Allium cepa***. 2018.

SILVA, J. R; OLIVEIRA, D. S; SARTORI, M; CARISSIMI, E. **Avaliação da eficiência de remoção de turbidez de um sistema alternativo de clarificação de água utilizando coagulantes natural e químico**. 2023.

SCHAFRANSKI, A. P. N; SZÉLIGA, M. R; BEHAINNE, J. J. R; VIDAL, C. M. S. **Avaliação dos processos de floculação em escala de bancada *Jar test* para tratamento convencional e com injeção de micro areia utilizando processamento digital de imagens**. 2022.

SELAP, DZ 201- **Classificação das águas interiores do Estado**. Disponível em: http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/wp-content/uploads/2016/11/DZS_02.pdf. Acesso em: 05 de maio de 2024.

SENA, M.G>T. et al. Variabilidade da condutividade elétrica e do ph nas águas superficiais da região semiárida. **Anais do III Inovagri International Meeting - 2015**, [S.L.], p. 3665-3672, 2015. INOVAGRI/INCT-EI. <http://dx.doi.org/10.12702/iii.inovagri.2015-a392>.

SENEDA, R. M; GARCIA, G. F; REIS, A. G. Cinética da floculação: um estudo comparativo no uso do cloreto de polialumínio com alta e baixa basicidade e o sulfato de alumínio. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 26, p. 283-290, 2021.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. **Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto**. Site institucional, 2023. Disponível em: https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/pr-odutos-do-snis/diagnosticos/Diagnostico_tematico_visao_geral_ae_snis_2023.pdf. Acesso em: 5 de maio de 2024.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Ecological effects test guidelines**: OPPTS 850.4200 seed germination/root elongation toxicity test, 1996, 8 p.

VON SPERLING, M. (2014) **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4th Edition, Editora UFMG, 472 p.

YOUNG B. J; RIERA, N. I; BEILY, M. E; BRES, P. A; CRESPO, D. C; RONCO, A. E (2012). Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. **Ecotox Environ Saf** 76:182–186. doi:10.1016/j.ecoenv.2011.09.019