

**KAROLINY DE SOUZA LIBARDO**

**APLICAÇÃO DE TANINO VEGETAL NO TRATAMENTO TERCIÁRIO DE  
ESGOTO SANITÁRIO: ASPECTOS OPERACIONAIS, TOXICOLÓGICOS E  
CARACTERIZAÇÃO DOS SUBPRODUTOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, no Centro de Ciências Agroveterinárias, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

**Orientador:** Prof. Dr. Everton Skoronski  
**Co-orientadora:** Prof. Dra. Viviane Trevisan

**Lages - SC  
2020**

**Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da  
Biblioteca Setorial do CAV/UEDESC,  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

Libardo, Karoliny de Souza

Aplicação de tanino vegetal no tratamento terciário de esgoto sanitário: aspectos operacionais, toxicológicos e caracterização dos subprodutos. / Karoliny de Souza Libardo. -- 2020.

73 p.

Orientador: Everton Skoronski

Coorientadora: Viviane Trevisan

Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Lages, 2020.

1. Tanino. 2. Subprodutos do tratamento. 3. Coagulação/floculação. 4. Esgoto doméstico. 5. Tratamento terciário. I. Skoronski, Everton . II. Trevisan, Viviane . III. Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. IV. Título.

KAROLINY DE SOUZA LIBARDO

**APLICAÇÃO DE TANINO VEGETAL NO TRATAMENTO TERCIÁRIO DE  
ESGOTO SANITÁRIO: ASPECTOS OPERACIONAIS, TOXICOLÓGICOS E  
CARACTERIZAÇÃO DOS SUBPRODUTOS**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do Centro de Ciências Agroveterinárias, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

**Banca examinadora:**

Orientador

\_\_\_\_\_  
(Prof. Dr. Everton Skoronski)

UDESC

Co-orientador:

\_\_\_\_\_  
(Prof. Dra. Viviane Trevisan)

UDESC

Membros:



\_\_\_\_\_  
(Maurício Vicente Alves)

UNOESC/Xanxerê

Membros:

\_\_\_\_\_  
(Viviane Aparecida Spinelli Schein)

UDESC/Lages

**Lages, SC**

**2020**



## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço à Deus, pela vida, saúde e oportunidades.

Agradeço à minha família, pelos valores transmitidos e por acreditarem no meu potencial. Agradeço também pela educação formal que me oportunizaram.

Agradeço ao Diogo, pelo companheirismo, apoio e pela paciência. Também à família Costa Uncini, pelos bons momentos compartilhados.

Agradeço às amigas que fiz durante o mestrado, Daiane Schier, Daniely Rosini, Mariana Bonella e Mayara Rafaeli, pelos momentos, pela amizade e parceria.

Agradeço a todos os amigos que fiz em Lages, vocês foram essenciais nesta jornada.

Agradeço aos meus amigos de quatro patas, pela lealdade e espontaneidade.

Agradeço ao professor Everton Skoronski, pela orientação nesta etapa. Também, pelo suporte e os ensinamentos transmitidos desde a graduação.

Agradeço à equipe do LABTRAT, em especial à Mylena, pela experiência compartilhada, e à Suziana, pelo auxílio na execução dos experimentos. Também às colegas Julia Göde, Paula Andrade e Thaís Agda, pela vivência e amizade.

Agradeço à Secretaria Municipal de Águas e Saneamento (SEMASA/Lages-SC), por me receberem de portas abertas para execução deste trabalho.

Por fim, agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais pela oportunidade de mestrado e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.



“Seja a mudança que você quer ver no mundo”  
(Mahatma Gandhi)





## RESUMO

LIBARDO, Karoliny de Souza. **Aplicação de tanino vegetal no tratamento terciário de esgoto sanitário: aspectos operacionais, toxicológicos e caracterização dos subprodutos.** 2020. 73p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Lages, SC, 2020.

O efluente final das estações de tratamento de efluentes pode ser usado para diversos fins. Para garantir o reuso do esgoto doméstico é necessário aprimorar a qualidade dele, através do tratamento terciário. O processo de coagulação/floculação com tanino mostra-se como uma alternativa promissora. O objetivo deste estudo foi avaliar a aplicação de tanino vegetal como coagulante no tratamento terciário de efluente sanitário para reuso, considerando aspectos operacionais, toxicológicos e a caracterização dos subprodutos gerados no processo de tratamento. Experimentalmente foram realizados ensaios comparativos de tratabilidade com tanino e policloreto de alumínio. O efluente tratado foi caracterizado e os valores obtidos foram comparados com os critérios para reuso do efluente. Testes de fitotoxicidade e caracterização do lodo produzido nos ensaios foram realizados. Os resultados mostram que ambos os coagulantes, PAC e tanino vegetal, atingiram remoções de 100% para turbidez e acima de 50% para cor aparente. Entretanto, a velocidade de sedimentação do lodo gerado pelo uso de tanino vegetal apresentou-se superior à do PAC. O efluente tratado com o tanino apresentou potencial para ser reutilizado nos diversos fins não potáveis. O lodo de tanino apresentou maior concentração de carbono orgânico total. Além disso, ambos os lodos apresentaram elevados valores de fósforo, nitrogênio, potássio e sódio e a concentração de alumínio no lodo do PAC foi superior à observada com tanino. Ovos viáveis de helmintos foram encontrados em ambos os subprodutos. Foi observado um teor de cinzas de 58% no lodo produzido com o uso de PAC e 29% quando foi usado o tanino. Além disso, a toxicidade do efluente tratado e do lodo produzido com tanino foi menor. Em geral, o tanino vegetal apresenta-se como alternativa para o tratamento terciário de esgoto e o lodo gerado pelo tanino mostrou-se promissor como fertilizante agrícola, com elevada concentração de nutrientes e baixa toxicidade.

### **Palavras-chave:**

Tanino. Subprodutos do tratamento. Coagulação/floculação. Esgoto doméstico. Tratamento terciário.



## ABSTRACT

LIBARDO, Karoliny de Souza. **Application of tannin-based coagulant in the tertiary treatment of wastewater: operational and toxicological aspects, and characterization of treatment residuals.** 2020. 73p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Lages, SC, 2020.

The final effluent from wastewater treatment plants can be used for various purposes. To make the reuse of domestic sewage possible, we must improve its quality via tertiary treatment. The coagulation and flocculation process using tannin-based coagulant is a promising alternative. This study aimed to evaluate the application of vegetable tannin as a coagulant in the tertiary treatment of sanitary effluent for reuse, considering operational and toxicological aspects, and the characterization of the treatment residuals. Experimental comparative tests of treatability with tannin and polyaluminum chloride (PAC) were carried out. The treated effluent was characterized, and the values obtained were compared with the criteria for water reuse. Phytotoxicity tests and characterization of the sludge produced in the tests were carried out. The results showed that both coagulants, PAC, and vegetable tannin, were responsible for 100% removal of turbidity and above 50% of apparent colour. However, the settling velocity of the sludge produced by tannin was higher than the one produced by PAC. The tannin-treated effluent showed the potential to be reclaimed for various non-potable purposes. The tannin sludge showed a higher concentration of total organic carbon. Also, both sludges showed high values of phosphorus, nitrogen, potassium, and sodium, and the aluminium concentration in the PAC sludge was higher than that observed with tannin. Viable helminth eggs were found in both by-products. Ash content of 58% was observed in the sludge produced by PAC and 29% when the tannin was used. Besides, the toxicity of the treated effluent and the sludge produced with tannin was lower. In general, vegetable tannin is an alternative for tertiary sewage treatment, and the sludge generated by the tannin has shown promise as an agricultural fertilizer with a high concentration of nutrients and low toxicity.

**Keywords:** Tannin. Treatment residuals. Coagulation / flocculation. Wastewater. Tertiary treatment.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Provável estrutura básica de um tanino. ....	26
Figura 2- Amostras de lodo coletadas para caracterização.....	33
Figura 3- Maiores eficiências de remoção de cor aparente (%) para cada dosagem dos diferentes taninos aplicados. ....	39
Figura 4- Gráfico de Pareto para remoção de cor aparente (A) e turbidez (B), aplicando-se o coagulante PAC. ....	40
Figura 5- Gráfico das superfícies de resposta para remoção de cor aparente aplicando-se o coagulante PAC. ....	41
Figura 6- Gráfico das superfícies de resposta para remoção de turbidez aplicando-se o coagulante PAC. ....	42
Figura 7- Gráfico de Pareto para remoção de cor, aplicando-se o coagulante tanino vegetal..	43
Figura 8- Gráfico das superfícies de resposta para remoção de cor aparente, aplicando-se o coagulante tanino vegetal. ....	44
Figura 9- Redução da turbidez (NTU) para o tanino vegetal. ....	45
Figura 10- Redução da turbidez (NTU) para o PAC. ....	46
Figura 11- Turbidez remanescente em função da velocidade de sedimentação, aplicando o tanino vegetal.....	47
Figura 12- Turbidez remanescente em função da velocidade de sedimentação, aplicando o PAC. ....	47
Figura 13- Cor aparente remanescente em função da velocidade de sedimentação, aplicando o tanino vegetal.....	48
Figura 14- Cor aparente remanescente em função da velocidade de sedimentação, aplicando o PAC. ....	49
Figura 15- Ovos viáveis de <i>Ascaris</i> encontrados no lodo produzido pelo PAC. ....	61
Figura 16- Curvas de análise termogravimétrica para o lodo produzido a partir de PAC (A) e tanino vegetal (B). ....	62
Figura 17- Teste de toxicidade do efluente: A=Branco; B=Bruto; C=Tratado com tanino vegetal; D=Tratado com PAC. ....	64
Figura 18- Teste de toxicidade das soluções: A=Branco; B=Solução de tanino vegetal (2%); C=Solução de PAC (2%). ....	65
Figura 19- Teste de toxicidade do lodo: A=Branco; B=Lodo gerado no tratamento com tanino vegetal; C=Lodo gerado no tratamento com PAC. ....	66



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Níveis de tratamento do DCCR.....	30
Tabela 2- Metodologias utilizadas para análises do efluente. ....	32
Tabela 3- Eficiência de remoção de turbidez (%) para as dosagens dos diferentes taninos aplicados. ....	37
Tabela 4- Eficiência de remoção de cor aparente (%) para as dosagens dos diferentes taninos aplicados. ....	38
Tabela 5- Matriz do DCCR. ....	40
Tabela 6- Resultados das análises laboratoriais do efluente bruto e tratado nos ensaios de tratabilidade. ....	51
Tabela 7- Concentração de substâncias inorgânicas no efluente bruto e tratado nos ensaios de tratabilidade. ....	53
Tabela 8- Concentração de substâncias inorgânicas nas soluções de tanino vegetal e PAC....	54
Tabela 9- Potencial agrônômico do lodo gerado nos ensaios de tratabilidade com tanino vegetal e PAC.....	56
Tabela 10- Concentração de substâncias inorgânicas no lodo gerado nos ensaios de tratabilidade. ....	58
Tabela 11- Agentes patogênicos e indicadores bacteriológicos do lodo gerado nos ensaios de tratabilidade. ....	60
Tabela 12- Parâmetros de toxicidade do efluente bruto, tratado com tanino vegetal e PAC. ..	63
Tabela 13- Parâmetros de toxicidade das soluções de tanino vegetal e PAC.....	64
Tabela 14- Parâmetros de toxicidade do lodo produzido nos ensaios de tratabilidade. ....	65





## **LISTA DE QUADROS**

Quadro 1- Parâmetros estabelecidos para as classes de reuso do efluente.....	50
--	----



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AHAs	Ácidos Haloacéticos
APHA	<i>American Public Health Association</i>
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DCCR	Delineamento Composto Central Rotacional
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
NTU	<i>Nephelometric turbidity unit</i> (Unidade nefelométrica de turbidez)
PAC	<i>Polyaluminium chloride</i> (Policloreto de alumínio)
pH	Potencial hidrogeniônico
RPM	Rotações por minuto
SPDs	Subprodutos de desinfecção
SST	Sólidos Suspensos Totais
THMs	Trihalometanos
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>



## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>23</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>28</b>
2.1 COLETA DE AMOSTRAS .....	28
2.2 ENSAIOS DE TRATABILIDADE.....	28
2.2.1 Ensaio preliminares .....	28
2.2.2 Delineamento Composto Central Rotacional.....	29
2.2.3 Ensaio de cinética do tempo de floculação.....	30
2.2.4 Determinação da velocidade de sedimentação (vs).....	30
2.3 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DOS ENSAIOS DE TRATABILIDADE.....	31
2.3.1 Análise da viabilidade para reuso do efluente terciário.....	31
2.3.2 Análise da concentração de metais .....	32
2.4 CARACTERIZAÇÃO DOS SUBPRODUTOS DO TRATAMENTO (LODO).....	32
2.4.1 Preparo da solução de lodo .....	33
2.4.2 Potencial agrônomo .....	33
2.4.3 Determinação de metais .....	34
2.4.4 Presença de agentes patogênicos e indicadores bacteriológicos.....	34
2.4.5 Análise de termogravimetria .....	34
2.5 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE.....	35
2.5.1 Fitotoxicidade.....	35
2.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	35
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>37</b>
3.1 OTIMIZAÇÃO DOS PARÂMETROS OPERACIONAIS.....	37
3.1.1 Ensaio preliminares .....	37
3.1.2 Delineamento Composto Central Rotacional – DCCR.....	39
3.1.3 Ensaio de cinética do tempo de floculação.....	44
3.1.4 velocidade de sedimentação .....	46

3.2 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DOS ENSAIOS DE TRATABILIDADE .....	49
3.2.1 Análise da viabilidade para reuso do efluente terciário .....	49
3.2.2 Análise de metais .....	53
3.3 CARACTERIZAÇÃO DO LODO .....	55
3.3.1 Potencial agronômico.....	55
3.3.2 Concentração de metais.....	58
3.3.4 Análise termogravimétrica.....	61
3.4.1 Fitotoxicidade do efluente tratado.....	63
3.4.2 Fitotoxicidade das soluções de coagulantes utilizadas nos ensaios .....	64
3.4.3 Fitotoxicidade do lodo gerado nos ensaios de tratabilidade.....	65
4. CONCLUSÃO .....	68
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	69

## 1. INTRODUÇÃO

A reutilização de águas residuais para fins não potáveis é uma maneira eficaz de aliviar a escassez de recursos hídricos (WANG et al., 2018). Dentre as águas residuais, os esgotos domésticos tratados recebem atenção dentro do contexto do reuso de água. Com a pretensão de atender às condições e padrões de lançamento de efluentes nos corpos receptores, a ETE tem como objetivo principal remover os compostos orgânicos coloidais ou solúveis do efluente sanitário (CHENG et al., 2011). Águas residuais sanitárias são geralmente tratadas por um processo complexo que inclui tratamento primário, degradação biológica e clarificação secundária (GOREN et al., 2008). A fase de tratamento preliminar é constituída de uma unidade para medição da vazão afluyente, além de mecanismos físicos destinados à remoção de areia e sólidos grosseiros presentes no esgoto. Os sólidos em suspensão e sedimentáveis são removidos no tratamento primário, e a matéria orgânica, suspensa ou dissolvida no efluente, é removida na etapa seguinte, o tratamento secundário (VON SPERLING, 2018).

Entretanto, após o tratamento convencional em estações de tratamento de esgotos (ETE), uma ampla gama de contaminantes ainda podem persistir no efluente secundário, incluindo compostos inorgânicos, orgânicos, metais pesados e microrganismos (CHAN et al., 2008; FATTA-KASSINOS et al., 2011; RICHTER, 2009). Desta forma, o efluente da ETE ocasionalmente pode não atender aos padrões e requisitos de descarga para reutilização de água recuperada (WANG et al., 2018). Apesar disso, o efluente final das ETEs vem sendo reutilizado para fins urbanos, agrícolas, industriais e em barragens, onde é necessária uma qualidade da água menos restritiva. Para reuso industrial em refrigeração, é exigido apenas o tratamento secundário do efluente doméstico (US-EPA, 2012).

Devido à variação nas concentrações e tipos de compostos remanescentes no efluente secundário, para atender aos padrões mais rigorosos a fim de reuso e reduzir os impactos negativos da descarga de efluentes no meio ambiente, é necessário buscar tecnologias mais aprimoradas capazes de melhorar a eficiência do tratamento de esgoto (MAŽEIKIENĖ, 2019; ZHOU; ZHOU; YANG, 2018). Logo, o tratamento terciário torna-se necessário, visando reduzir a quantidade residual de contaminantes do efluente final, principalmente quando o efluente tratado é lançado em ecossistemas sensíveis, como rios e lagos, ou usado na regeneração de águas subterrâneas (CHENG et al., 2011; MAŽEIKIENĖ, 2019). Comumente, o tratamento terciário é composto pelos métodos de coagulação, floculação, tanques de sedimentação e filtração seguidos pela desinfecção adequada do efluente final (GOREN et al., 2008; SERRA et al., 2014). Ainda, segundo Von Sperling (2018), o tratamento terciário visa a

remoção adicional de compostos específicos, comumente tóxicos ou não biodegradáveis, que não foram removidos o suficiente no tratamento convencional da ETE. Desta forma, após um tratamento adequado, o efluente terciário pode ser aplicado para irrigação, bem como substituir as fontes de água doce utilizadas para fins domésticos e industriais (GOREN et al., 2008).

A coagulação seguida pela floculação é um dos processos comumente empregados no tratamento terciário de águas residuárias (VILLASEÑOR-BASULTO et al., 2018). Trata-se de uma tecnologia estabelecida e aplicada em todo o mundo no tratamento de água e esgotos, considerada essencial para a remoção de impurezas suspensas e dissolvidas (KANSAL; KUMARI, 2014). A coagulação é um processo de tratamento físico-químico que ocorre a partir da adição de agentes químicos (sais metálicos), responsáveis pela agregação de partículas suspensas (coloidais ou dispersas) a fim de formar flocos reguláveis (TRAN et al., 2012; ZHANG; LEI, 1998) e reduzir as forças que mantêm as partículas em suspensão separadas (RICHTER, 2009). Assim, a coagulação química envolve todos os mecanismos e reações relacionados à desestabilização química de partículas coloidais, formando partículas maiores como resultado da colisão entre elas (EDDY, 2016). Adicionalmente, a floculação é um método de aglomeração das partículas coaguladas em flocos maiores de sedimentação rápida, utilizando, comumente, polímeros orgânicos (TRAN et al., 2012).

Esses processos podem ser bem aplicados no tratamento de águas residuárias originárias de indústrias têxteis, de transformação de alimentos, papel e celulose, curtume, efluentes agrícolas, de lixiviação de aterros sanitários bem como águas residuárias constituídas de íons de metais pesados (TEH et al., 2016). Ainda, de acordo com Wang et al. (2018), devido à alta eficiência de remoção de compostos aliada à sua simplicidade e ao baixo custo, esses processos são largamente empregados no tratamento terciário de efluentes. De acordo com Richter (2009), os coagulantes geralmente usados são sais que geram hidróxidos ao reagir com a água e compostos orgânicos naturais ou artificiais de longa cadeia molecular, chamados de polieletrólitos. Nos processos de tratamento de água, os coagulantes químicos de uso mais comum são sais de alumínio e ferro (III) e polímeros sintéticos (KANSAL; KUMARI, 2014). Tran et al. (2012), destaca a utilização dos seguintes sais metálicos na coagulação:  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ,  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  ou  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . Segundo Yin (2010), além dos coagulantes já citados, o Policloreto de Alumínio (PAC) é um dos coagulantes químicos convencionalmente aplicados.

No entanto, a aplicação desses compostos requer custos de aquisição relativamente altos, além de proporcionar efeitos prejudiciais à saúde humana, produção de grandes volumes de lodo e afetarem significativamente o pH da água tratada (YIN, 2010). Além da geração de lodos não biodegradáveis, a utilização desses coagulantes pode acarretar residuais de metais como



alumínio e ferro no lodo (NAVA et al., 2015). Atualmente, um dos principais objetivos do tratamento de efluentes é melhorar a sustentabilidade e a viabilidade do processo. Portanto, pesquisas vêm sendo direcionadas ao uso de materiais orgânicos, à base de plantas, nos métodos de coagulação/floculação. Como uma alternativa aos coagulantes convencionais, os coagulantes naturais começaram a ganhar mais atenção devido às suas características ecológicas e biodegradabilidade (TEH et al., 2016). Além do mais, as fontes disponíveis dos coagulantes vegetais são bem maiores do que as fontes dos coagulantes oriundos de animais, enfatizando assim, que os coagulantes à base de plantas podem ser alternativas potenciais aos coagulantes químicos (CHOY et al., 2015). Vale ressaltar que os coagulantes vegetais apresentam diversas vantagens, como: maior eficácia em termos de custo, alta biodegradabilidade e baixa probabilidade de gerar efluente tratado com pH extremo. Logo, a aplicação de coagulantes naturais derivados de fontes vegetais surge como uma tecnologia alternativa vital no desenvolvimento sustentável (YIN, 2010).

Esses coagulantes vegetais são comumente extraídos de árvores, como *Schinopsis balansae* (Quebracho), *Castanea sativa* (Castanheiro) ou *Acacia mearnsii* (Acácia-negra) (OLADOJA, 2016). Dentro desse contexto de utilização de coagulantes naturais, o tanino vem ganhando destaque. Diferentemente dos coagulantes convencionais, o tanino é um coagulante/floculante orgânico natural, biodegradável, que consiste principalmente em tanino que é extraído da *Acacia mearnsii* (Acácia negra) (HAMEED et al., 2016, 2018). A Acácia negra é uma importante fonte desse coagulante natural, por apresentar alto teor de tanino e seu processo de reprodução relativamente fácil (OLADOJA, 2015). Tradicionalmente usado como agente de curtimento na indústria de couro, o tanino é um dos coagulantes naturais mais conhecidos. Trata-se de um polímero com pesos moleculares variando de centenas a dezenas de milhares. A presença de grupos fenólicos no tanino indica claramente a sua natureza aniônica, pois é um bom hidrogenador (YIN, 2010). Segundo Oladoja (2016), os taninos são compostos polifenólicos, solúveis em água, que se ligam e precipitam a proteínas e vários outros compostos orgânicos, como aminoácidos e alcalóides. Isso fornece uma indicação de que quanto mais grupos fenólicos estiverem disponíveis em uma estrutura de tanino, mais efetiva será sua capacidade de coagulação. A Figura 1, representa a provável estrutura básica de um tanino, e suas possíveis interações moleculares (YIN, 2010). É difícil identificar a sua estrutura exata, pois são quimicamente complexos (OLADOJA, 2016).

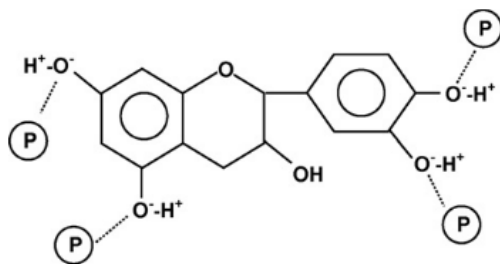


Figura 1- Provável estrutura básica de um tanino.

Fonte: Adaptado de YIN (2010).

\*P = partícula carregada em solução aquosa.

O tanino é cationizado por um processo químico, onde uma mistura de formaldeído, nitrogênio quaternário ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) e ácido clorídrico ( $\text{HCl}$ ) é agitada e aquecida, e então o extrato de tanino é adicionado. O processo de cationização é o último passo para produzir tanino em sua forma de pó, até que uma mistura viscosa contenha 40% de sólidos produzidos (HAMEED et al., 2018). A cationização de taninos confere caráter catiônico à matriz de tanino orgânico, de modo que as principais características (como solubilidade, estabilidade em diferentes níveis de pH ou atividade quelante de metais pesados) são mantidas enquanto outras são adicionadas. Essas novas habilidades que aparecem aprimoram o potencial de coagulação, uma vez que os agentes carregados positivamente podem desestabilizar os coloides aniônicos, quando misturados em solução aquosa. A desestabilização e a subsequente liquidação provocam a remoção de uma ampla variedade de substâncias aniônicas, como corantes, surfactantes ou matéria orgânica (BELTRÁN-HEREDIA; SÁNCHEZ-MARTÍN; GÓMEZ-MUNOZ, 2010). Ainda, esse coagulante apresenta potencial para remoção de turbidez, surfactantes e metais pesados presentes em efluentes (BELTRÁN-HEREDIA; SÁNCHEZ-MARTÍN; GÓMEZ-MUNOZ, 2012).

Ao longo dos últimos anos diversos estudos relacionados à aplicação de tanino no tratamento de água e efluentes vem sendo realizados. Hameed et al., (2018), aplicaram o tanino em um sistema piloto de tratamento de efluentes municipais através de biofilme, obtendo resultados promissores com este coagulante. Beltrán-Heredia e Sánchez-Martín (2009), avaliaram a eficiência de redução de turbidez, demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{DBO}_5$ ), demanda química de oxigênio (DQO) e surfactantes, aplicando o tanino em comparação a um coagulante a base de alumínio. Segundo os autores, o tanino mostrou-se como um coagulante bastante eficaz no tratamento de efluentes sanitários. Hameed et al. (2016), avaliaram a eficiência de floculação do tanino, e obtiveram resultados excelentes na redução de turbidez,  $\text{DBO}_5$  e DQO. De acordo com os autores, o tanino apresentou desempenho competitivo em relação ao PAC. Estudos envolvendo a caracterização e a aplicação do lodo proveniente do

processo de coagulação/floculação utilizando o tanino no tratamento de efluente de laticínios, para fins agrícolas, também foram realizados (DELA JUSTINA; SKORONSKI, 2020). Um estudo buscou estimar o impacto da alteração do solo causado pela aplicação do lodo proveniente do tratamento de efluentes de laticínios aplicando o tanino, com relação aos atributos químicos de fertilidade e lixiviação de poluentes. Neste estudo, os autores observaram que a aplicação dos resíduos avaliados não potencializou a lixiviação dos poluentes estudados (fenol,  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{Cl}^-$ ) (DELA JUSTINA; ALVES; SKORONSKI, 2018) .

Existem diversos estudos que comprovam a eficiência do tanino como coagulante/floculante no tratamento de efluentes, avaliando aspectos operacionais e eficiência de tratamento em comparação com os demais coagulantes largamente utilizados. Além da avaliação operacional do processo de coagulação e floculação, a geração de subprodutos do tratamento (lodo) deve ainda ser considerada. No entanto, a literatura ainda carece de estudos voltados à caracterização, aplicação e valoração dos subprodutos gerados por este coagulante, principalmente no que tange à toxicidade tanto do efluente quanto do lodo gerados no tratamento. Diante deste contexto, o presente estudo objetivou avaliar a aplicação de tanino vegetal como coagulante no tratamento terciário de efluente sanitário para reuso, considerando aspectos operacionais, toxicológicos, bem como a caracterização dos subprodutos gerados no processo de tratamento.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 COLETA DE AMOSTRAS**

O estudo foi realizado com amostras de efluente secundário da estação de tratamento de efluentes (ETE) em funcionamento na cidade de Lages-SC (27°49'0" S; 50°19'35" W), região serrana do estado de Santa Catarina, Brasil. Para realização dos ensaios de tratabilidade, coletou-se amostras do efluente final da estação com o auxílio de frascos de polietileno.

O tratamento de efluentes da ETE é realizado pelo sistema de lodos ativados com aeração prolongada, em que a aeração é efetuada por meio de biodiscos. Visando a mistura homogênea do efluente no tanque, os biodiscos tem a função de misturar o efluente primário ao lodo ativado e, simultaneamente, introduzir oxigênio às colônias de bactérias responsáveis pela degradação biológica do esgoto. O efluente tratado no reator é encaminhado para um decantador secundário, a fim de separar o lodo formado do efluente final. O efluente final segue por gravidade em direção à uma calha coletora e posteriormente para uma caixa de observação. O lodo retorna ao reator aeróbio e a sua fração produzida em excesso é enviada a um adensador.

### **2.2 ENSAIOS DE TRATABILIDADE**

Para avaliar o desempenho do processo de coagulação/floculação, deve-se levar em conta fatores como a dosagem de coagulante/floculante utilizada, o pH, tempo de mistura e a agitação (NOURANI et al., 2016; TEH et al., 2016). O Jar test, é um dos métodos comumente usados para determinar produtos químicos a serem usados (ZHANG; LEI, 1998), bem como as condições ótimas de tratamento. Para o desenvolvimento deste estudo, foram realizados ensaios preliminares comparando a eficiência de remoção de cor aparente e turbidez para diversos taninos, variando a dosagem de aplicação do coagulante. Posteriormente efetuou-se ensaios com o tanino selecionado na etapa anterior, visando a otimização dos seguintes parâmetros operacionais: pH de coagulação/floculação, velocidade de agitação, tempo de floculação e velocidade de sedimentação.

#### **2.2.1 Ensaios preliminares**

Inicialmente, foram realizados ensaios de coagulação/floculação em Jar test, com aplicação de tanino e PAC. Foram testados diversos tipos do coagulante comercial Tanfloc (Tanac, Montenegro/RS), sendo estes: SH, POP, SL, MTH, MT, SG, HPM e RP22. Na realização dos ensaios de tratabilidade, utilizou-se solução 2% dos coagulantes PAC e taninos. Foram avaliadas a eficiência de remoção de cor e turbidez do efluente coletado. Os ensaios de tratabilidade de coagulação/floculação do efluente coletado foram realizados em Jar test (Ethik), modelo 218-3LDB. Em cada jarro foram adicionados 2000 mL de amostra e a dosagem de coagulante a ser aplicada, sob agitação de 120 rpm ( $160 \text{ s}^{-1}$ ) por 30 segundos (etapa de coagulação). A etapa de floculação (mistura lenta) foi realizada sob agitação de 40 rpm ( $30 \text{ s}^{-1}$ ) durante 30 minutos. Após 30 minutos de sedimentação, realizou-se as análises de cor aparente (2120 C) e turbidez (2130 B) de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Os ensaios foram realizados em triplicata, aplicando-se a dosagem de 2,5; 5; 7,5; 10 e 15 ppm para todos os coagulantes em cada batelada. Para interpretação dos resultados obtidos, foram feitos gráficos da eficiência de remoção de cor aparente e turbidez, com o auxílio do programa SigmaPlot 14.0. Avaliando-se os resultados obtidos pelos taninos nas dosagens testadas para remoção de cor aparente e turbidez, com o auxílio do teste de Tukey no nível de significância de 5%, selecionou-se o melhor tanino, isto é, o tanino que apresentou resultados significativamente maiores de eficiência de tratamento em comparação aos demais estudados.

### **2.2.2 Delineamento Composto Central Rotacional**

Visando a otimização dos parâmetros operacionais, foi utilizada a técnica de Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) para o planejamento do experimento (CALADO; MONTGOMERY, 2003), variando os valores de rotação e pH, e obtendo como resposta a remoção de cor aparente e turbidez. No experimentos planejados pelo DCCR, aplicou-se o PAC, e o tanino HPM que obteve melhores resultados de eficiência de remoção de cor aparente e turbidez durante os ensaios preliminares de coagulação/floculação. A Tabela 1 mostra os níveis de tratamento utilizados nos ensaios, estipulados com o auxílio do software Statistica 10. A combinação das variáveis, juntamente com as respostas obtidas para remoção de cor aparente e turbidez nos tratamentos, estão dispostas na Tabela 5.

Tabela 1- Níveis de tratamento do DCCR.

Nível	Rotação (rpm)	Gradiente de Velocidade (s <sup>-1</sup> )	pH
-1,41	30,0	20	4,5
-1,00	45,0	35	5,5
0,00	60,0	50	6,5
1,00	75,0	80	7,5
1,41	90,0	125	8,5

Fonte: a autora, 2020.

Para ajuste do pH ao longo dos ensaios, utilizou-se as soluções de HCl 0,1 M e NaOH 0,1 M. No desenvolvimento dos ensaios, para todos os tratamentos, fixou-se o tempo de mistura rápida em 1 minuto sob rotação de 120 rpm. O tempo de floculação e sedimentação foi fixado em 30 minutos.

### 2.2.3 Ensaios de cinética do tempo de floculação

Objetivando otimizar o tempo de floculação, executou-se ensaios de cinética de floculação utilizando o PAC e o tanino vegetal. Os ensaios foram realizados em triplicata, com o pH e rotação ótimos obtidos após a execução dos experimentos definidos pelo DCCR. Para realização dos ensaios de cinética, foram utilizados 6 (seis) jarros, cada qual considerando os seguintes tempos de floculação: 5; 10; 15; 30; 45 e 60 minutos. Após atingir o tempo de floculação desejado, levantou-se a haste do jarro e aguardou-se o tempo de sedimentação de 30 minutos e coletou-se amostra para leitura de turbidez.

### 2.2.4 Determinação da velocidade de sedimentação

A força e velocidade de sedimentação dos flocos afeta diretamente a eficiência do processo de coagulação/floculação. A capacidade de sedimentação dos flocos depende tipo de agente coagulante, do tamanho do floco gerado no tratamento e das características do efluente. Os flocos formados atuam no transporte de partículas suspensas para o fundo do efluente, separando o efluente tratado através da sedimentação das impurezas (TEH et al., 2016). Partículas com diferentes tamanhos e densidade tendem a sedimentar com diferentes

velocidades. A velocidade de sedimentação de uma partícula depende do seu tamanho, seu peso e da viscosidade da água (RICHTER, 2009).

Para a condição otimizada de tratabilidade, foram realizados ensaios para determinação da velocidade de sedimentação, aplicando os coagulantes tanino vegetal e PAC. Após os ensaios de coagulação/floculação, coletou-se amostras de efluente tratado na altura de 7 cm abaixo da superfície d'água, nos seguintes tempos de sedimentação,; 0; 2; 4; 6; 8; 10; 12; 14; 16; 18 e 20 minutos. A eficiência de remoção de turbidez e cor aparente foram relacionadas à velocidade de sedimentação ( $v_s$ ). Foram realizadas leituras destes parâmetros em turbidímetro (Alfakit) e espectrofotômetro Pharo 300 (Merck) para turbidez e cor aparente, respectivamente. As medições foram feitas utilizando os métodos pré-estabelecidos 32 para cor aparente (2120 C) e 77 para turbidez (2130 B) de acordo com o “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*” (APHA, 2005). Os valores de  $v_s$  foram obtidos dividindo-se a altura da lâmina d'água (7 cm) por cada intervalo de tempo de sedimentação. Os gráficos de velocidade de sedimentação foram feitos com o auxílio do software SigmaPlot 14.0.

## 2.3 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DOS ENSAIOS DE TRATABILIDADE

### 2.3.1 Análise da viabilidade para reuso do efluente terciário

Com base nos resultados obtidos no DCCR, bem como nos ensaios de cinética e velocidade de sedimentação, foram realizados novos ensaios de tratabilidade com as condições operacionais ótimas para os coagulantes tanino vegetal e PAC. Os testes foram feitos em triplicata, aplicando-se ambos os coagulantes, a fim de comparar a eficiência de tratamento de diversos parâmetros para reuso do efluente.

Os parâmetros avaliados, para amostra bruta e tratada, foram estabelecidos pela *United States Environmental Protection Agency*, no *Guidelines for Water Reuse* (US-EPA, 2012), sendo estes: potencial hidrogeniônico (pH); demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ); turbidez; coliformes fecais; cloro residual e carbono orgânico total (COT). Os parâmetros foram analisados utilizando-se espectrofotômetro Pharo 300 (Merck), de acordo com as metodologias propostas pela *American Public Health Association* (APHA, 2005) e pela *Environmental Protection Agency* (EPA, 2001), como mostra a Tabela 2.

Tabela 2- Metodologias utilizadas para análises do efluente.

Parâmetro	Método	Unidade
Turbidez	2130 B	NTU
DBO <sub>5</sub>	5210 B	mg O <sub>2</sub> /L
COT	5310 A	mg COT/L
Cloro residual	4500-CL G	mg Cl <sub>2</sub> /L
pH	4500-H+ B	-
Coliformes fecais	9222 D	UFC/ 100 mL

Fonte: a autora, 2020.

### 2.3.2 Análise da concentração de metais

A concentração de metais nas soluções dos coagulantes tanino vegetal e PAC, assim como nos efluentes bruto e tratado, foi obtida por meio de análises laboratoriais por espectrofotometria de emissão óptica, no espectrofotômetro ICP OES modelo OPTIMA 8300 (Perkin Elmer). Foram analisadas as seguintes substâncias: alumínio, cálcio, cobre, ferro, magnésio, manganês, zinco, fósforo, cromo, chumbo, cádmio, bário, mercúrio e níquel. As análises de sódio e potássio foram realizadas em fotômetro de chama modelo DM-62 (Digimed).

Para realização destas análises, as amostras foram previamente digeridas com ácido nítrico 50% (v/v HNO<sub>3</sub>), seguindo a metodologia proposta pelo “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*” (APHA, 2005), método 3030 E.

## 2.4 CARACTERIZAÇÃO DOS SUBPRODUTOS DO TRATAMENTO (LODO)

A caracterização do lodo foi realizada de acordo com os requisitos impostos pela Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006) e pela US-EPA CFR 40 Part 503 (US-EPA, 1994), que dispõe sobre critérios e procedimentos para aplicação agrícola de lodo proveniente de estações de tratamento de efluente sanitário. Avaliou-se o potencial agrônômico, a caracterização química (substâncias inorgânicas) bem como a presença de agentes patogênicos e indicadores bacteriológicos. Para realização das análises, após a execução dos ensaios de tratabilidade com ambos os coagulantes avaliados, coletou-se amostras de lodo do fundo de cada jarro (Figura 2).





Figura 2- Amostras de lodo coletadas para caracterização.

Fonte: a autora, 2020.

#### 2.4.1 Preparo da solução de lodo

Para realização das análises de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, preparou-se uma solução das amostras de lodo coletadas do fundo dos jarros ao final do tratamento aplicando o tanino vegetal e o PAC. A solução de lodo gerado nos ensaios de tratabilidade com os coagulantes foi preparada adaptando-se a metodologia proposta por Renoux; Tyagi; Samson (2001). A lixiviação do lodo foi feita adicionando-se 1 g de lodo seco para 20 mL de solução de extração, isto é, água destilada com pH ajustado para 4,56. Para ajuste do pH do líquido, utilizou-se solução 60/40 de ácido sulfúrico e ácido nítrico. O lodo foi seco em estufa à 100 °C, durante 24 horas. Em seguida, a solução de lodo foi mantida em um shaker SL 222 (Solab), sob agitação de 120 rpm e temperatura de  $22 \pm 2$  °C, durante 20 h. Posteriormente, a solução foi centrifugada e filtrada à vácuo, com membrana de 0,45  $\mu\text{m}$ .

#### 2.4.2 Potencial agronômico

A avaliação do potencial agronômico do lodo gerado nos ensaios de tratabilidade com tanino vegetal e PAC, foi realizada de acordo com os seguintes parâmetros: carbono orgânico

total (COT), nitrogênio total Kjeldhal (NTK), amônia, nitrito, nitrato, fósforo total, potássio total, sódio total, cálcio total, magnésio total, teor de umidade, pH (1:10), sólidos totais e voláteis . As análises de nitrogênio total Kjeldhal (NTK) e pH foram feitas com a massa seca do lodo. As análises de nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito, foram efetuadas utilizando-se a solução de lodo. As análises de COT, NTK, amônia, nitrato, nitrito, pH, teor de umidade assim como sólidos totais e voláteis foram realizadas seguindo as metodologias propostas pela *American Public Health Association* (APHA, 2005) e pela *Environmental Protection Agency* (EPA, 2001). As análises de fósforo total, cálcio total e magnésio total foram realizadas em um espectrofotômetro ICP OES modelo OPTIMA 8300 (Perkin Elmer). As análises de potássio total e sódio total foram feitas com o auxílio de um fotômetro de chama modelo DM-62 (Digimed).

#### **2.4.3 Determinação de metais**

Para realização da caracterização química quanto a concentração de substâncias inorgânicas, as amostras de lodo foram previamente secas em estufa à 100 °C durante 24 horas e, posteriormente digeridas em solução de ácido nítrico 50% (v/v de HNO<sub>3</sub>), seguindo a metodologia proposta pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, método 3030 E (APHA, 2005). As leituras foram realizadas em um espectrofotômetro ICP OES modelo OPTIMA 8300 (Perkin Elmer). Foram analisados os seguintes metais: alumínio, cálcio, cobre, ferro, magnésio, manganês, zinco, fósforo, cromo, chumbo, cádmio, bário, mercúrio e níquel. As análises de sódio e potássio foram realizadas em fotômetro de chama modelo DM-62 (Digimed).

#### **2.4.4 Presença de agentes patogênicos e indicadores bacteriológicos**

As análises de coliformes fecais foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). As análises de viabilidade de ovos de helmintos foram realizadas a partir da metodologia proposta por Coelho (2005).

#### **2.4.5 Análise de termogravimetria**

Para realização da análise termogravimétrica, coletou-se amostras de lodo produzidas nos ensaios de tratabilidade após o período de sedimentação. Após a coleta, as amostras foram previamente secas em estufa à 100°C e conduzidas a um analisador termogravimétrico automático multi amostra, sob fluxo contínuo de gás nitrogênio a uma taxa de 20 ml/min. O experimento foi realizado no intervalo de temperatura ambiente e 798°C, com taxa de aquecimento igual a 10 K/min em uma termomicrobalança modelo STA-449C Júpiter (Netzsch- Gerätebau GmbH).

## 2.5 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE

Posteriormente à realização dos ensaios de tratabilidade nas condições otimizadas, utilizando tanino vegetal e PAC, foi avaliada a toxicidade das soluções dos coagulantes aplicados, do efluente proveniente da ETE e tratado nos ensaios de Jar Test, bem como do lodo gerado a partir do tratamento com ambos os coagulantes.

### 2.5.1 Fitotoxicidade

Para análise de fitotoxicidade, utilizou-se sementes de alface da variedade *Lechuga grand rapids tbr*, adaptando-se a metodologia proposta por Cecilia e Ronco (2004). As sementes foram previamente deixadas de molho em solução de hipoclorito de sódio (10%), por 20 minutos e, posteriormente enxaguadas 5 vezes com água destilada. Colocou-se papel filtro em placas de Petri, que em seguida foram autoclavadas. Adicionou-se 2 mL da amostra a ser avaliada e 5 sementes de alface tratada em cada placa, realizando-se 5 repetições para cada tratamento. Prontamente, as placas de petri foram envoltas em plástico filme e dispostas em estufa escura à  $22 \pm 2$  °C, durante 5 dias (120h). Logo após o tempo de incubação, avaliou-se o grau de germinação das sementes e mediu-se o comprimento do caule e raiz das sementes germinadas.

## 2.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As análises estatísticas dos resultados foram realizadas com o auxílio dos softwares Statistica 10.0 e Excel 2016. Para melhor interpretação dos resultados obtidos, realizou-se o teste de Tukey com nível de significância de 5%.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 OTIMIZAÇÃO DOS PARÂMETROS OPERACIONAIS

##### 3.1.1 Ensaios preliminares

A turbidez de uma solução é mensurada de acordo com as suas propriedades de reflexão da luz, resultante da existência de partículas com diversos tamanhos, desde suspensões grosseiras até o estado coloidal (EDDY, 2016; RICHTER, 2009). Essas partículas podem ser matéria orgânica, material originado em descargas de esgoto doméstico e industrial, microrganismos, bem como argila e silte (RICHTER, 2009). Os resultados obtidos nos ensaios preliminares avaliando a eficiência de remoção de turbidez dos taninos Tanfloc SG, SH, SL, RP22, POP, MT, MTH e HPM para cada dosagem testada, estão amostrados na Tabela 3.

Tabela 3- Eficiência de remoção de turbidez (%) para as dosagens dos diferentes taninos aplicados.

Tanfloc	Eficiência de remoção de turbidez (%)				
	2,5 ppm	5,0 ppm	7,5 ppm	10,0 ppm	15,0 ppm
SG	90,0 <sup>a</sup>	100,0 <sup>a</sup>	100,0 <sup>a</sup>	100,0 <sup>a</sup>	77,7 <sup>b</sup>
SH	93,75 <sup>a</sup>	93,75 <sup>a</sup>	93,75 <sup>a</sup>	93,75 <sup>a</sup>	86,61 <sup>ab</sup>
SL	91,99 <sup>a</sup>	96,16 <sup>a</sup>	96,16 <sup>a</sup>	96,16 <sup>a</sup>	91,29 <sup>ab</sup>
RP22	80,84 <sup>a</sup>	86,16 <sup>a</sup>	90,0 <sup>a</sup>	50,42 <sup>a</sup>	95,0 <sup>ab</sup>
POP	79,52 <sup>a</sup>	90,0 <sup>a</sup>	100,0 <sup>a</sup>	96,67 <sup>a</sup>	89,52 <sup>ab</sup>
MT	73,34 <sup>a</sup>	91,67 <sup>a</sup>	91,67 <sup>a</sup>	91,67 <sup>a</sup>	81,67 <sup>ab</sup>
MTH	83,33 <sup>a</sup>	83,33 <sup>a</sup>	91,67 <sup>a</sup>	91,67 <sup>a</sup>	91,67 <sup>ab</sup>
HPM	91,67 <sup>a</sup>	94,45 <sup>a</sup>	93,87 <sup>a</sup>	93,33 <sup>a</sup>	100,0 <sup>a</sup>

Fonte: a autora, 2020.

\*Letras iguais nas linhas indicam que, no nível de significância de 5%, não há diferença significativa entre as médias.

De um modo geral, todos os taninos avaliados apresentaram boa eficiência de remoção de turbidez. Os taninos SH, SG, POP e HPM obtiveram elevada eficiência de remoção de turbidez (Tabela 3), em comparação aos demais taninos avaliados. O tanino SH obteve a maior remoção de turbidez na dosagem de 2,5 ppm, alcançando 93,75 % de remoção deste parâmetro. O tanino SG alcançou 100% de remoção de turbidez nas dosagens de 5, 7,5 e 10 ppm. Aplicando-se 7,5 ppm, o tanino POP atingiu eficiência de remoção de turbidez igual a 100%. Na dosagem de 15 ppm, apenas o coagulante HPM atingiu a eficiência de remoção máxima

desse parâmetro. No nível de significância de 5%, não há diferença significativa entre os valores de remoção de turbidez para todas as dosagens.

Comumente, a cor da água ou efluente deve-se às substâncias de origem natural e orgânicas dissolvidas, em suspensão ou em estado coloidal. Origina-se naturalmente da presença de ferro e manganês, bem como da decomposição da matéria orgânica, predominantemente vegetais, ácidos húmicos e fúlvicos. Em esgotos, pode ser utilizada para determinar a idade do mesmo (EDDY, 2016; RICHTER, 2009; VON SPERLING, 2018). Os valores de eficiência de remoção de cor aparente para os taninos avaliados, juntamente com as dosagens aplicadas, estão amostrados na Tabela 4.

Tabela 4- Eficiência de remoção de cor aparente (%) para as dosagens dos diferentes taninos aplicados.

Tanfloc	Eficiência de remoção de cor (%)				
	2,5 ppm	5,0 ppm	7,5 ppm	10,0 ppm	15,0 ppm
SG	19,14 <sup>b</sup>	40,08 <sup>bc</sup>	40,30 <sup>c</sup>	42,02 <sup>bc</sup>	26,37 <sup>e</sup>
SH	46,33 <sup>a</sup>	49,16 <sup>b</sup>	40,94 <sup>c</sup>	34,47 <sup>c</sup>	29,72 <sup>de</sup>
SL	46,0a	63,47 <sup>a</sup>	65,87 <sup>b</sup>	68,16 <sup>a</sup>	50,76 <sup>bc</sup>
RP22	35,37 <sup>a</sup>	37,03 <sup>bc</sup>	42,62 <sup>c</sup>	50,42 <sup>b</sup>	62,47 <sup>ab</sup>
POP	46,41 <sup>a</sup>	70,22 <sup>a</sup>	72,17 <sup>ab</sup>	70,55 <sup>a</sup>	62,41 <sup>ab</sup>
MT	15,18 <sup>b</sup>	44,17 <sup>bc</sup>	51,84 <sup>c</sup>	52,49 <sup>b</sup>	44,50 <sup>c</sup>
MTH	19,71 <sup>b</sup>	34,73 <sup>c</sup>	44,42 <sup>c</sup>	45,43 <sup>bc</sup>	43,31 <sup>cd</sup>
HPM	45,47 <sup>a</sup>	74,73 <sup>a</sup>	78,86 <sup>a</sup>	80,73 <sup>a</sup>	73,07 <sup>a</sup>

Fonte: a autora, 2020.

\*Letras iguais nas linhas indicam que, no nível de significância de 5%, não há diferença significativa entre as médias.

A Figura 3, apresenta os resultados mais elevados obtidos para eficiência de remoção de cor aparente em cada dosagem de coagulante avaliada.

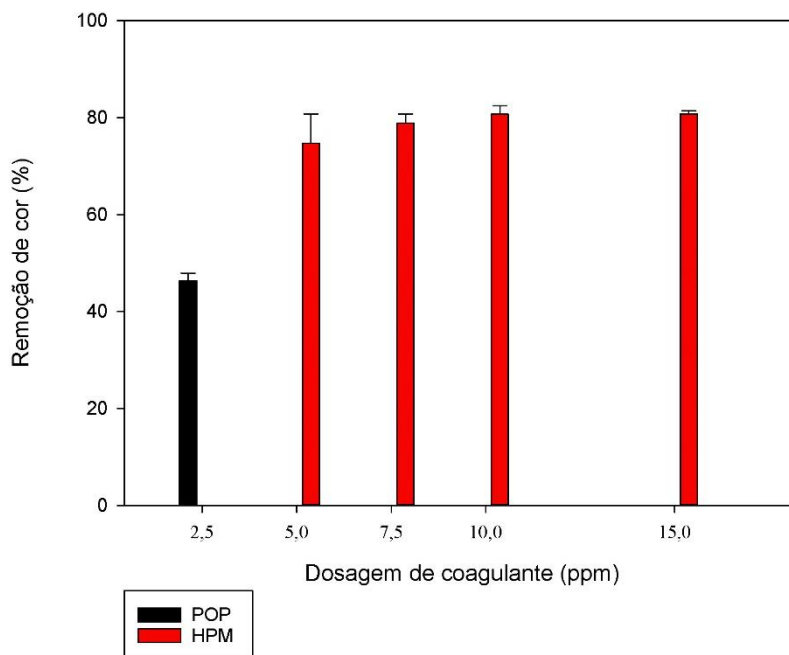


Figura 3- Maiores eficiências de remoção de cor aparente (%) para cada dosagem dos diferentes taninos aplicados.

Fonte: a autora, 2020.

Na dosagem de 5 ppm de coagulante, o tanino POP alcançou maior remoção de cor aparente em comparação aos demais taninos testados. O tanino HPM destacou-se dentre os demais na remoção deste parâmetro, obtendo maior eficiência de remoção de cor nas dosagens de 5; 7,5; 10 e 15 ppm. Constatou-se que, no nível de significância de 5%, não há diferença significativa para eficiência de remoção da cor aparente obtida entre dosagens de tanino HPM. No entanto, há diferença significativa entre a eficiência de remoção de cor aparente alcançada com o tanino POP para o tanino HPM. Desta forma, o tanino HPM destacou-se dentre os demais, por apresentar eficiência de remoção de cor aparente significativamente maior em relação aos outros taninos avaliados nos ensaios.

### 3.1.2 Delineamento Composto Central Rotacional – DCCR

A matriz do DCCR, com os resultados obtidos para eficiência de remoção de cor aparente e turbidez aplicando-se coagulantes tanino HPM e PAC, está representada pela Tabela 5.

Tabela 5- Matriz do DCCR.

Tratamentos	Condições		Eficiência Remoção		Eficiência de	
	Rotação (rpm)	pH	Tanino (%)		Remoção PAC (%)	
			Cor	Turbidez	Cor	Turbidez
1	90,00 (+1,41)	6,50 (0)	48,41	100,00	41,40	80,00
2	60,00 (0)	6,50 (0)	54,09	100,00	38,24	100,00
3	60,00 (0)	4,50 (-1,41)	45,28	100,00	36,76	100,00
4	60,00 (0)	6,50 (0)	52,20	100,00	38,97	100,00
5	75,00 (+1)	7,50 (+1)	41,73	100,00	35,97	100,00
6	75,00 (+1)	5,50 (-1)	41,01	100,00	43,88	100,00
7	30,00 (-1,41)	6,50 (0)	59,09	100,00	49,49	100,00
8	45,00 (-1)	5,50 (-1)	57,46	100,00	56,91	100,00
9	60,00 (0)	8,50 (+1,41)	49,69	100,00	25,74	100,00
10	45,00 (-1)	7,50 (+1)	43,65	100,00	43,65	100,00
11	60,00 (0)	6,50 (0)	54,09	100,00	44,12	100,00

Fonte: a autora, 2020.

As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do software Statistica 10 (Statsoft Inc., USA) com diferença mínima significativa ( $p < 0,05$ ).

A Figura 4 apresenta o diagrama de pareto para remoção de cor (A) e turbidez (B), utilizando-se o coagulante PAC no tratamento do efluente. Segundo este gráfico, a rotação e o pH não foram significativos na remoção de cor aplicando-se o PAC (Figura 4 - A). Na remoção de turbidez, a rotação mostrou-se um parâmetro operacional significativo, com maior influência no tratamento (Figura 4 - B).

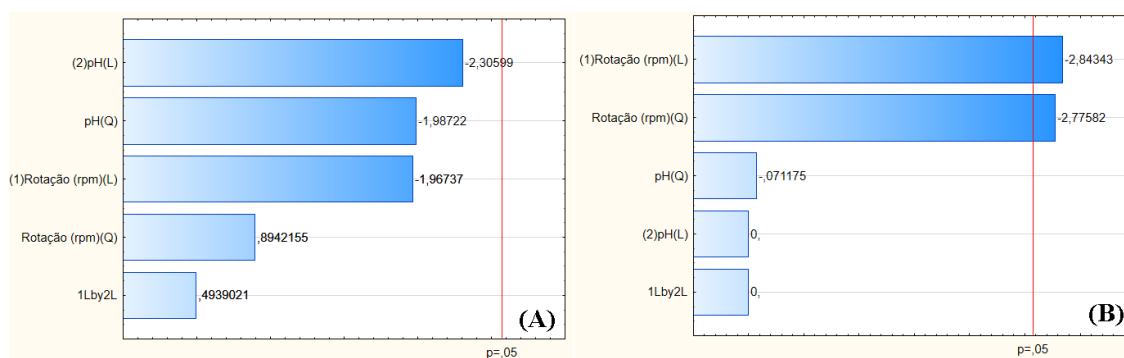


Figura 4- Gráfico de Pareto para remoção de cor aparente (A) e turbidez (B), aplicando-se o coagulante PAC. Fonte: a autora, 2020.

A remoção de turbidez foi máxima em quase todas as condições operacionais testadas, com exceção do tratamento 1, com rotação de 90 rpm e pH igual a 6,5, onde alcançou-se eficiência igual a 80%. Para a remoção de cor, o tratamento que alcançou maior eficiência, igual



a 56,9% de remoção, aplicou rotação de 45 rpm e pH igual a 5,5. A seguir, estão apresentadas as superfícies de resposta para eficiência de remoção de cor aparente (Figura 5) e turbidez (Figura 6) nos ensaios de tratabilidade utilizando-se o PAC.

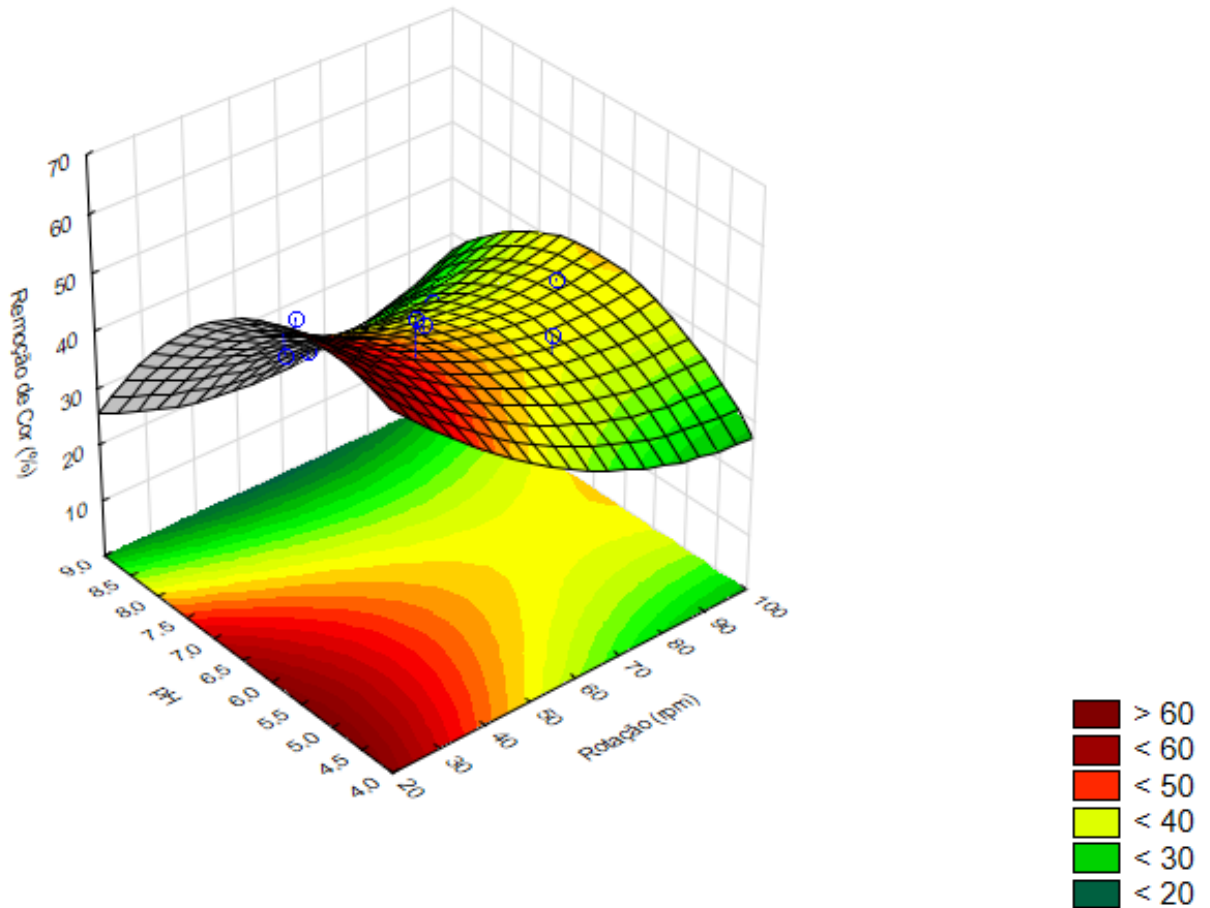


Figura 5- Gráfico das superfícies de resposta para remoção de cor aparente aplicando-se o coagulante PAC.  
Fonte: a autora, 2020.

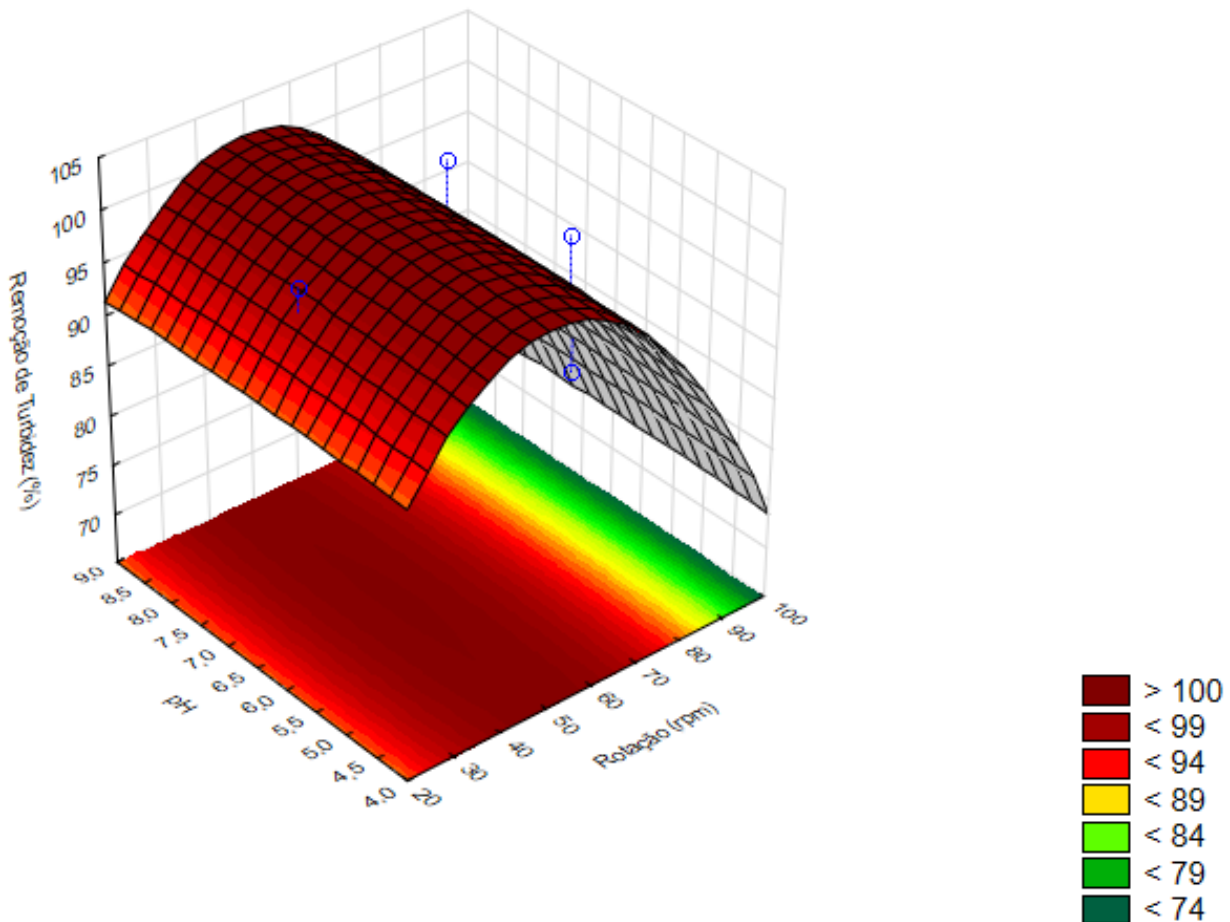


Figura 6- Gráfico das superfícies de resposta para remoção de turbidez aplicando-se o coagulante PAC.  
Fonte: a autora, 2020.

De acordo com Hameed et al. (2016), a velocidade de agitação tem um efeito significativo na eficiência de tratamento com o tanino, principalmente para tempos de floculação menores. Segundo os autores, em tempos de mistura lenta mais longos, o efeito da rotação é menos significativo no desempenho do coagulante. Aplicando o tanino no tratamento de efluente doméstico, variando a agitação em 60, 80 e 100 rpm, os autores obtiveram a rotação ideal igual a 100 rpm ao longo de 10 min., alcançando 93% de remoção de turbidez. A eficiência de remoção de turbidez do tanino vegetal foi igual a 100% em todos os tratamentos. Portanto, os fatores operacionais utilizados nos ensaios de tratabilidade não foram significativamente influentes na remoção deste parâmetro. Com relação à eficiência de remoção de cor, a rotação e o pH não foram significativos e, a rotação mostrou-se mais pertinente do que o pH (Figura 7).

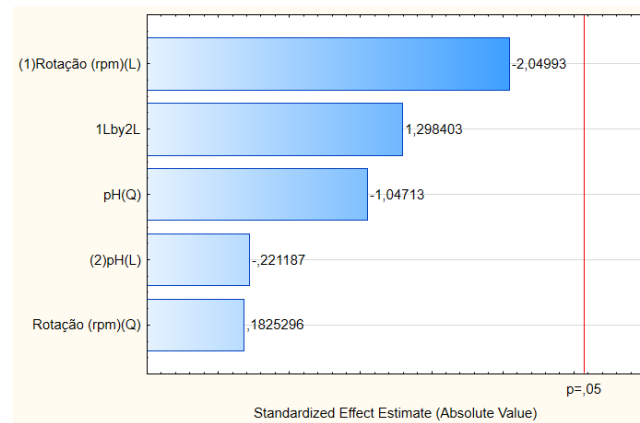


Figura 7- Gráfico de Pareto para remoção de cor, aplicando-se o coagulante tanino vegetal.  
Fonte: a autora, 2020.

A superfície de resposta para remoção de cor aparente utilizando o tanino vegetal nos ensaios de tratabilidade é amostrada na Figura 8. O tanino obteve boa eficiência de remoção de cor em todos os tratamentos. As condições operacionais que resultaram em maior eficiência de remoção de cor, alcançando 59% de remoção desse parâmetro, foi o pH igual a 6,5 sob agitação de 30 rpm. Utilizando o tanino como agente coagulante no tratamento de efluente sanitário, Beltrán-Heredia; Sánchez-Martín (2009), variaram a velocidade de agitação entre 10 e 50 rpm por um tempo fixo de 10 minutos. No estudo, a remoção de turbidez mantém-se constante, alternando-se entre 80% e 90%. Apesar de a rotação não influenciar de forma significativa na remoção de turbidez, os autores observaram uma ligeira melhora na redução deste parâmetro ao aumentar a velocidade de agitação de 30 para 40 rpm. Desta forma, escolheram a rotação de 40 rpm como ideal para o tratamento do esgoto doméstico em questão.

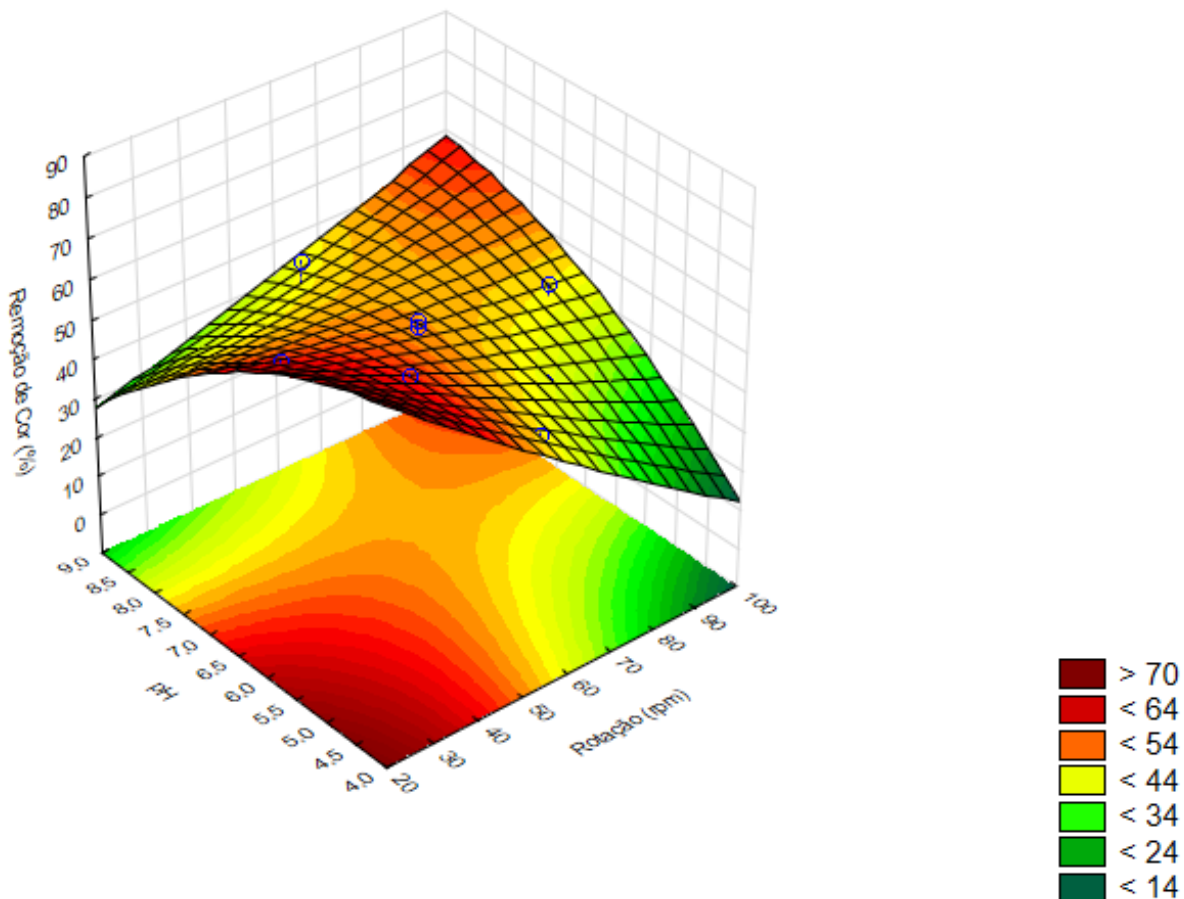


Figura 8- Gráfico das superfícies de resposta para remoção de cor aparente, aplicando-se o coagulante tanino vegetal.

Fonte: a autora, 2020.

Aplicando o tanino no tratamento de efluente têxtil, Lopes et al. (2019), variando os valores de pH entre 4 a 9, obtiverem remoção total de cor em praticamente todos os testes. No estudo, observaram que a eficiência de tratamento do tanino diminui à medida que o pH aumenta, e a sua atividade é máxima em valores menores de pH, entre 4 e 5. Portanto, em seu estudo concluíram que o desempenho ideal do coagulante foi obtido na faixa de pH entre 4 e 5.

### 3.1.3 Ensaios de cinética do tempo de floculação

Os ensaios de cinética utilizando o coagulante tanino vegetal foram conduzidos com rotação de 30 rpm e o pH foi ajustado para 6,5. O gráfico da Figura 9, mostra a redução da turbidez do efluente ao longo do tempo de floculação, aplicando-se o tanino vegetal.

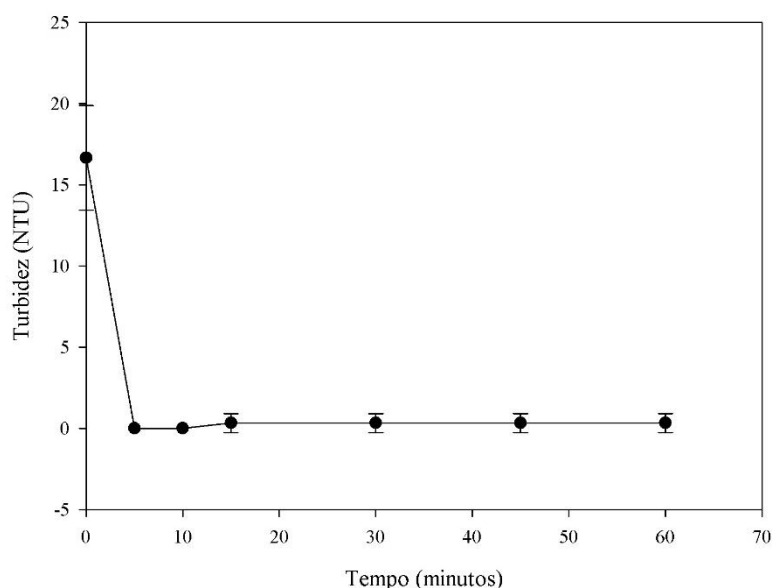


Figura 9- Redução da turbidez (NTU) para o tanino vegetal.

Fonte: a autora, 2020.

De acordo com o gráfico (Figura 9), durante 5 minutos de tratamento, o coagulante reduziu significativamente a turbidez do efluente, convertendo o valor deste parâmetro para 0. No nível de significância de 5%, após 5 minutos de mistura lenta, a turbidez do efluente tratado já é significativamente diferente da turbidez do bruto e, tal diferença permanece ao longo do tratamento. Sendo assim, após 5 minutos de floculação o tratamento já foi realizado e pode-se dizer que a turbidez do efluente permanece constante.

A estabilidade dos valores de turbidez do efluente ao longo do tratamento mostra que, com 60 minutos de floculação, não há ruptura dos flocos. Tal fato também foi observado por Hameed et al. (2016) em seu estudo aplicando o tanino no tratamento de esgoto doméstico. Utilizando um tempo de agitação igual a 30 minutos no tratamento, não observaram ruptura de flocos e nem efeito significativo deste parâmetro operacional na eficiência de remoção de turbidez. Beltrán-Heredia e Sánchez-Martín (2009), variaram o tempo de mistura lenta entre 5 a 30 minutos, utilizando o tanino como agente floculante no tratamento de efluente sanitário. Segundo os autores, o tempo de agitação não é tão importante no tratamento, pois ao longo dos ensaios a redução de turbidez permaneceu linear, alcançando eficiência de remoção deste parâmetro entre 80 e 90%.

Os ensaios de cinética aplicando o coagulante PAC foram desenvolvidos com 45 rpm de rotação e ajustando-se o pH do efluente para 5,5. Os resultados de turbidez alcançados para o PAC são mostrados a seguir (Figura 10).

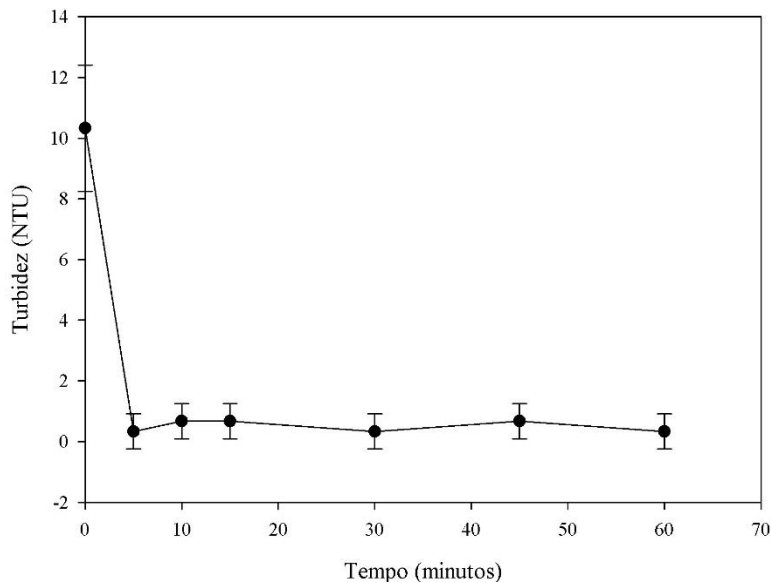


Figura 10- Redução da turbidez (NTU) para o PAC.

Fonte: a autora, 2020.

Assim como o tanino vegetal, o PAC apresentou redução de turbidez significativa a partir de 5 minutos de tratamento, diminuindo este parâmetro para 0,33 NTU. Após 30 minutos de floculação, o PAC apresentou estabilidade na formação de flocos. No nível de significância de 5%, os coagulantes não apresentaram diferença significativa na estabilização de flocos ao longo do tempo de floculação. Hameed et al. (2016), aplicando o PAC em comparação com o tanino no tratamento de efluente doméstico, concluíram que a partir de 10 minutos de floculação com o PAC, a turbidez residual aumentou, como consequência da quebra dos flocos.

### 3.1.4 velocidade de sedimentação

A velocidade de sedimentação dos flocos produzidos no processo de coagulação/floculação é um parâmetro importante para avaliação de projetos. Contudo, foram encontrados poucos estudos avaliando este parâmetro operacional, principalmente com a aplicação de tanino. Desta forma, os resultados a seguir contribuem na determinação de parâmetros operacionais visando maior eficiência de tratamento de efluentes a partir da utilização deste coagulante.

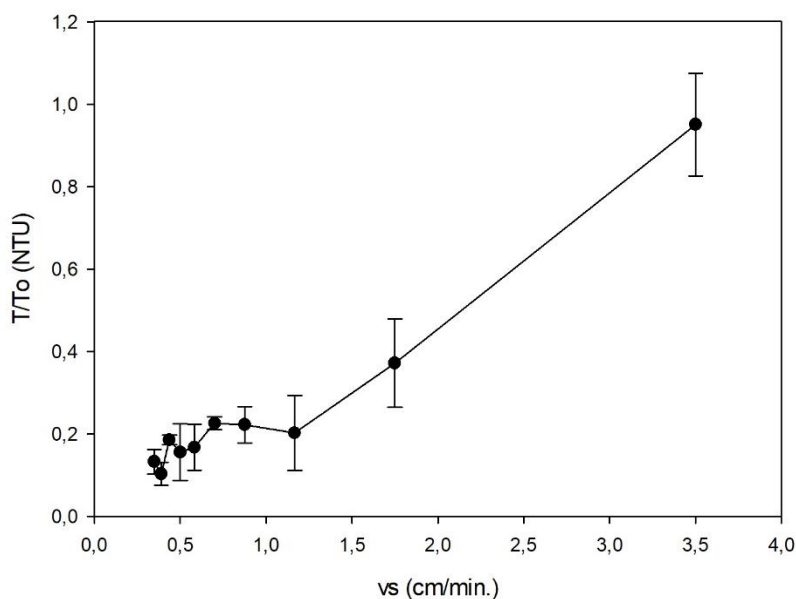


Figura 11- Turbidez remanescente em função da velocidade de sedimentação, aplicando o tanino vegetal.  
Fonte: a autora, 2020.

A remoção de turbidez nos testes utilizando o tanino vegetal não apresentou aumento para velocidade abaixo de 1,17 cm/min., atingindo a fração de turbidez remanescente igual a 0,2 (Figura 11). De acordo com o teste de Tukey, com nível de significância de 5%, a partir do valor 1,17 cm/min., não há diferença entre os resultados obtidos de turbidez remanescente. Na  $v_s$  de 1,75 cm/min. este coagulante obteve fração de turbidez remanescente igual a 0,37.

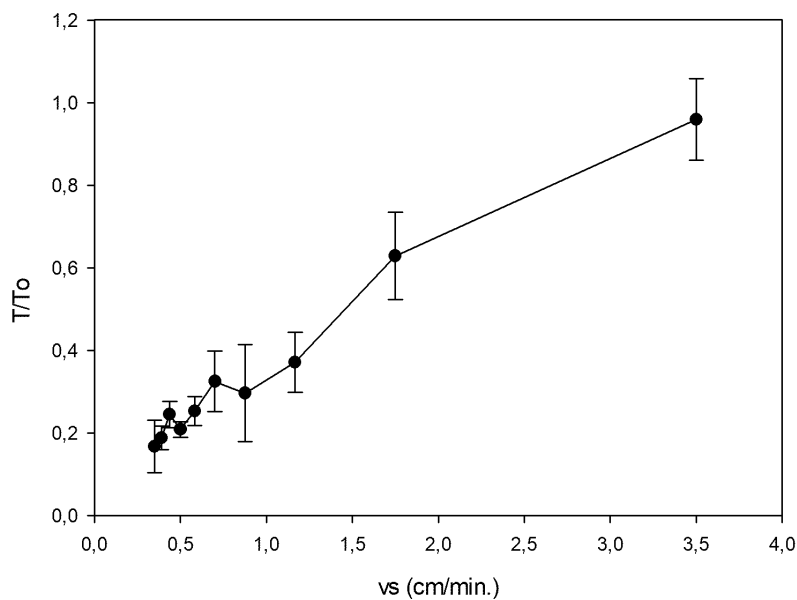


Figura 12- Turbidez remanescente em função da velocidade de sedimentação, aplicando o PAC.  
Fonte: a autora, 2020.

Utilizando PAC, na  $v_s$  de 1,17 cm/min, a fração de turbidez remanescente foi igual a 0,37 (Figura 12). A partir do valor de  $v_s$  1,17 cm/min, não há diferença significativa entre os valores de turbidez remanescente. Comparando-se os dois coagulantes, é perceptível que para a mesma velocidade de sedimentação o tanino vegetal alcança maior redução da fração de turbidez remanescente do que o PAC. Há diferença significativa entre as velocidades de sedimentação do lodo gerado pelos dois coagulantes.

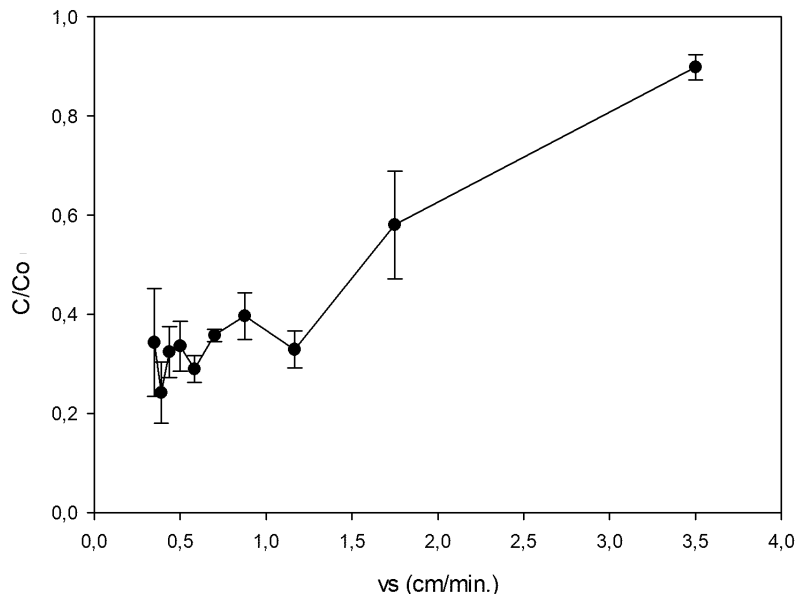


Figura 13- Cor aparente remanescente em função da velocidade de sedimentação, aplicando o tanino vegetal. Fonte: a autora, 2020.

Em relação à remoção de cor, o tanino vegetal (Figura 13) alcançou a fração de cor aparente remanescente igual a 0,33 com  $v_s$  1,17 cm/min. A partir da  $v_s$  1,17 cm/min, não há diferença significativa entre os valores de cor aparente remanescentes, analisando-se o teste de Tukey. Já o PAC (Figura 14), para a mesma velocidade de sedimentação, obteve fração remanescente de cor igual a 0,59. Há diferença significativa na fração de cor aparente remanescente obtida na velocidade de sedimentação igual a 1,75 cm/min. e a partir da  $v_s$  0,88 cm/min. De acordo com o teste de Tukey, para a velocidade de sedimentação igual a 1,17 cm/min., existe diferença significativa entre os resultados de cor aparente remanescente obtidos nos ensaios de sedimentação com ambos os coagulantes.



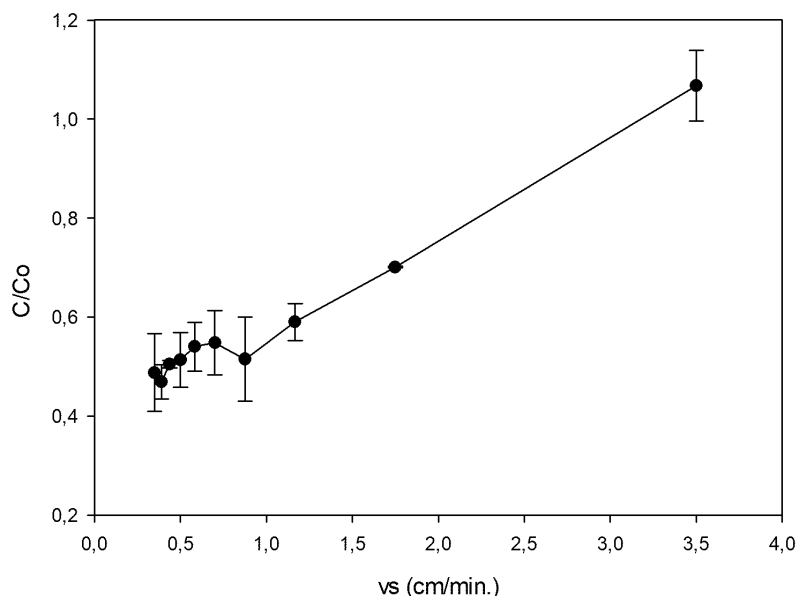


Figura 14- Cor aparente remanescente em função da velocidade de sedimentação, aplicando o PAC.  
Fonte: a autora, 2020.

Em um ensaio de velocidade de sedimentação comparando o PAC com o tanino no tratamento de efluente doméstico, Hameed et al. (2016) observaram a superioridade do tanino na sedimentação dos flocos. Variando o tempo de decantação de 2 a 10 minutos, os autores obtiveram 70% de remoção de turbidez na camada superior de água após 2 minutos de sedimentação com o tanino, enquanto apenas 30% da turbidez foi removida aplicando-se o PAC. Essa diferença de resultados indica que os flocos formados no tratamento com o tanino são maiores e mais facilmente sedimentáveis. Ainda, após 10 minutos de decantação, os autores não observaram diferença significativa entre a turbidez medida na profundidade de 2 e 8 cm d'água, para o ensaio com tanino. Isso indica que após 10 minutos, a velocidade de sedimentação foi suficientemente alta para que os flocos produzidos pelo tanino atinjam o fundo do jarro. O mesmo não foi observado no ensaio com o PAC, em que houve diferença significativa na turbidez medida nas profundidades de 2 e 8 cm do jarro.

### 3.2 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DOS ENSAIOS DE TRATABILIDADE

#### 3.2.1 Análise da viabilidade para reuso do efluente terciário

A obtenção de novas fontes de abastecimento de água nas zonas urbanas vem sendo dificultada devido ao aumento da população e urbanização, acarretando na escassez das fontes de água para o abastecimento público (EDDY, 2016). Portanto, o reuso de efluentes para fins

não potáveis mostra-se como uma alternativa eficaz para mitigar a escassez de recursos hídricos, obtendo o uso eficiente destes recursos, bem como a proteção da saúde pública e ambiental (US-EPA, 2012; WANG et al., 2018). Diversos estudos vêm sendo realizados com a finalidade de definir padrões de qualidade visando a reutilização do efluente, com base nos parâmetros de poluição convencionais (FATTA-KASSINOS et al., 2011). A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. – EPA), desenvolveu diretrizes para a reutilização de água (US-EPA, 2012), sugerindo critérios para diversas categorias de reuso (Quadro 1).

Quadro 1- Parâmetros estabelecidos para as classes de reuso do efluente.

Parâmetro para a classe de reuso	Urbano/ Barragens		Agrícola		Ambiental	Industrial	Potável indireta
	Irrestrito	Restrito	Culturas alimentares	Culturas não alimentares			
Turbidez (NTU)	≤2	ND	≤2	ND	ND	ND	≤2
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	≤10	≤30	≤10	≤30	≤30	≤30	
pH	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0	6,5 – 8,5
SST (mg/L)	ND	≤30	ND	≤30	≤30	≤30	ND
COT (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	≤2
Cl <sub>2</sub> (mg/L)	1	1	1	1	1	1	1
Coliformes fecais (UFC/100mL)	ND	≤200	ND	≤200	≤200	≤200	ND

Fonte: adaptado de US-EPA (2012).

\*ND = não detectável.

Foram realizadas coletas de efluente bruto e ensaios de tratabilidade com os coagulantes PAC e tanino vegetal em triplicata, para determinação do potencial de reuso do efluente tratado através do processo de coagulação/floculação. Como apresentado na Tabela 6, de um modo geral ambos os coagulantes apresentaram eficiência considerável no tratamento terciário do efluente.

Tabela 6- Resultados das análises laboratoriais do efluente bruto e tratado nos ensaios de tratabilidade.

<b>Parâmetro</b>	<b>Bruto</b>	<b>Tratado com tanino vegetal</b>	<b>Tratado com PAC</b>
Turbidez (NTU)	31,67 <sup>a</sup>	5,78 <sup>b</sup>	6,22 <sup>b</sup>
DBO <sub>5</sub>	18 <sup>a</sup>	5,67 <sup>b</sup>	4,33 <sup>b</sup>
pH	6,16 <sup>b</sup>	6,53 <sup>a</sup>	4,43 <sup>c</sup>
COT (mg/L)	121,53 <sup>a</sup>	127,12 <sup>a</sup>	130,37 <sup>a</sup>
Cl <sub>2</sub> (mg/L)	0,05 <sup>a</sup>	0,06 <sup>a</sup>	0,04 <sup>a</sup>
Coliformes (UFC/100mL)	fecais 155,00 <sup>a</sup>	3,00 <sup>b</sup>	13,00 <sup>b</sup>

Fonte: a autora, 2020.

\*Letras iguais nas linhas indicam que, no nível de significância de 5%, não há diferença significativa entre as médias.

Conforme os valores de turbidez expressos na Tabela 6, o efluente tratado com ambos os coagulantes pode ser aplicado para reuso ambiental, industrial, agrícola em culturas de alimentos processados e não alimentares, bem como para reuso restrito urbano e barragens. Na medição de turbidez em algumas coletas para realização dos ensaios de tratabilidade em Jar test, observou-se um acréscimo considerável nos valores de turbidez do efluente bruto. No entanto, valores de turbidez muito elevados no efluente bruto prejudicam a eficiência de remoção deste parâmetro no tratamento. A clarificação da água, geralmente realizada por coagulação e filtração, é mais difícil quando a turbidez adquire valores bastante elevados e sofre variações súbitas, acarretando uma coagulação deficiente (RICHTER, 2009). Aplicando o tanino em uma estação piloto para tratamento de efluentes sanitários, Hameed et al. (2016), alcançaram aproximadamente 90% de remoção da turbidez. Singh, Kumar e Garg (2016), obtiveram 85,6% de redução de turbidez utilizando o tanino no tratamento de efluente doméstico. Nesse estudo, obteve-se cerca de 81,75% de remoção da turbidez, eficiência de tratamento próxima a alcançada pelos autores.

De acordo com a Tabela 6, apenas o efluente tratado com o coagulante tanino vegetal atingiu os requisitos legais para reuso em recarga de aquíferos e ampliação de reservatórios de abastecimento de água de superfície. O valor de pH do efluente bruto enquadra-se nos limites de pH impostos para reuso em barragens, urbano, agrícola, ambiental e industrial. Já o efluente tratado com PAC, não alcançou os valores de pH requisitados pela agência para reuso. Os resultados de pH obtidos para o efluente bruto, tratado com tanino vegetal e tratado com PAC obtiveram diferença significativa entre si. Pode-se observar que a adição do coagulante tanino vegetal não proporciona grande alteração no pH do efluente, enquanto o oposto é visto para o coagulante PAC. Aplicando o tanino no tratamento de efluente de tinturaria, Lopes et al. (2019),

também constataram que o uso do tanino não proporcionou grandes variações no pH do efluente, alterando o seu valor em, no máximo, 0,3 unidades de pH.

Como mostra a Tabela 6, o efluente tratado com os coagulantes testados apresenta valores de DBO<sub>5</sub> que permitem o seu reuso para todas as finalidades sugeridas pela US-EPA (2012). A concentração de DBO<sub>5</sub> no efluente bruto era 18 mg/L, e após o tratamento com tanino este parâmetro foi reduzido para 5,67 mg/L, equivalente a 68,5% de redução. Tal eficiência de tratamento é compatível à de 60% alcançada por Hameed et al. (2016) com a aplicação de tanino no tratamento de efluente doméstico, em que reduziram a DBO<sub>5</sub> de 123 mg/L para 48 mg/L após o tratamento. Avaliando o tanino no tratamento de efluente sanitário, Singh, Kumar e Garg (2016) obtiveram redução máxima de DBO<sub>5</sub> igual a 57,7%. A concentração de COT no efluente bruto e após os tratamentos (Tabela 6) mostrou-se superior aos limites impostos para seu reuso em todas as classes sugeridas pelas Agência de Proteção dos Estados Unidos. No nível de significância de 5%, não há diferença significativa entre os valores obtidos para este parâmetro. Não foram encontrados estudos na literatura avaliando a redução deste parâmetro utilizando o tanino.

A legislação exige a não detecção de coliformes fecais no efluente destinado ao reuso, mediante à desinfecção do mesmo. O presente estudo avaliou o tratamento terciário do efluente sanitário utilizando apenas os coagulantes tanino vegetal e PAC, sem adição de demais tratamentos. Analisando-se os resultados de coliformes fecais apresentados na Tabela 6, o tratamento mostrou-se eficiente na remoção destes organismos, e o efluente tratado pode ser aplicado para reuso restrito urbano e barragens, ambiental, industrial assim como para fins agrícolas em culturas não alimentares e de alimentos processados. Há diferença significativa dos resultados obtidos após o tratamento em relação à concentração de coliformes fecais no efluente bruto. O efluente bruto apresenta 155 UFC/100mL e, após o tratamento com tanino vegetal, este valor é reduzido para 3 UFC/100mL. Isso representa 98% de remoção, semelhante ao obtido por Fabres et al. (2017), que alcançaram 100% de remoção deste parâmetro testando diferentes coagulantes orgânicos derivados de tanino no tratamento de efluente doméstico. O efluente tratado com o PAC possui 13 UFC/100mL, o que equivale a cerca de 91% de remoção de coliformes fecais. Essa eficiência de remoção é compatível à obtida por Fabres et al. (2017), que atingiram 94,85% de remoção deste parâmetro aplicando o PAC.

O cloro é o composto mais utilizado nos sistemas de tratamento, para desinfecção de água e esgoto. O cloro reage com a matéria orgânica do efluente sanitário, formando compostos organoclorados e cloraminas, conhecidos como subprodutos de desinfecção (SPDs) (RICHTER, 2009; VON SPERLING, 2018). Como a cloração do efluente não é realizada, os

valores obtidos para estes parâmetros (Tabela 6) são baixos e encontram-se dentro das exigências para reuso do efluente em todas as finalidades sugeridas.

### 3.2.2 Análise de metais

No esgoto, traços de metais podem ter origem a partir de descargas oriundas de atividades comerciais e industriais, bem como produtos utilizados em residências, para limpeza e cuidados pessoais, por exemplo (EDDY, 2016). A presença de metais pesados na água representa um grande risco ambiental e sua remoção é altamente essencial. Uma vez que os metais pesados entram na cadeia alimentar, eles podem se acumular nos tecidos vivos e representar sérios riscos à saúde dos seres humanos ou de qualquer outra forma viva. Isso ocorre porque os metais pesados não são biodegradáveis e são altamente solúveis no ambiente aquático (TEH et al., 2016).

Tabela 7- Concentração de substâncias inorgânicas no efluente bruto e tratado nos ensaios de tratabilidade.

Parâmetro (mg/L)	Amostra		
	Bruto	Tratado com tanino	Tratado com PAC vegetal
Alumínio (Al)	0,62 <sup>b</sup>	0,71 <sup>b</sup>	8,41 <sup>a</sup>
Bário (Ba)	0,00 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>	0,04 <sup>a</sup>
Cádmio (Cd)	0,00 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>	0,01 <sup>a</sup>
Cálcio (Ca)	10,81 <sup>a</sup>	10,85 <sup>a</sup>	11,70 <sup>a</sup>
Chumbo (Pb)	0,00 <sup>b</sup>	0,00 <sup>b</sup>	2,91 <sup>a</sup>
Cobre (Cu)	1,20 <sup>b</sup>	1,47 <sup>b</sup>	4,68 <sup>a</sup>
Cromo (Cr)	0,00 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>
Ferro (Fe)	0,90 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>	0,36 <sup>a</sup>
Fósforo (P)	1,31 <sup>b</sup>	3,30 <sup>a</sup>	3,53 <sup>a</sup>
Magnésio (Mg)	3,88 <sup>a</sup>	2,96 <sup>a</sup>	3,19 <sup>a</sup>
Manganês (Mn)	0,24 <sup>a</sup>	0,24 <sup>a</sup>	0,41 <sup>a</sup>
Mercurio (Hg) (ug/L)	5,26 <sup>a</sup>	5,59 <sup>a</sup>	0,53 <sup>b</sup>
Níquel (Ni)	0,00 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>
Potássio (K)	10,40 <sup>a</sup>	10,50 <sup>a</sup>	8,95 <sup>b</sup>
Sódio (Na)	12,30 <sup>a</sup>	13,45 <sup>a</sup>	10,35 <sup>b</sup>
Zinco (Zn)	1,59 <sup>a</sup>	1,56 <sup>a</sup>	9,25 <sup>b</sup>

Fonte: a autora, 2020.

\*Letras iguais nas linhas indicam que, no nível de significância de 5%, não há diferença significativa entre as médias.

De acordo com a Tabela 7, os efluentes bruto, tratado com tanino vegetal e com PAC não apresentam grandes quantidades residuais de metais, com exceção da concentração significativamente maior de alumínio presente no efluente tratado com PAC em comparação com o efluente bruto e tratado com tanino vegetal. Por ser um coagulante a base de metais, e tendo como principal componente o alumínio, como mostra a Tabela 8, concentrações traços deste metal já são esperadas para o efluente tratado com este coagulante.

Em contrapartida, de acordo com a Tabela 7, o efluente tratado com PAC possui teor de potássio significativamente inferior ao encontrado nas amostras de efluente bruto e tratado com tanino vegetal. A Tabela 8, mostra a concentração de substâncias inorgânicas nas soluções de tanino vegetal e PAC. Como observado nesta tabela, a solução de PAC apresenta concentração de potássio consideravelmente inferior do que a de tanino vegetal, no entanto não há diferença significativa entre o residual de potássio presente no lodo produzido pelos coagulantes (Tabela 9).

Com relação à concentração de sódio, o efluente gerado no tratamento com PAC apresenta redução significativa desta substância em comparação ao efluente bruto e ao efluente tratado com tanino. Apesar dessa diferença, é perceptível uma concentração superior de sódio no lodo produzido pelo PAC, em comparação ao lodo gerado no tratamento com tanino vegetal (Tabela 9). Diante disto, pode-se compreender que a redução de sódio no efluente tratado com PAC deve-se à remoção deste composto através dos flocos formados no tratamento.

Tabela 8- Concentração de substâncias inorgânicas nas soluções de tanino vegetal e PAC.

Parâmetro (mg/L)	Amostra	
	Solução tanino vegetal	Solução PAC
Alumínio (Al)	452,50 <sup>b</sup>	8544,08 <sup>a</sup>
Bário (Ba)	0,00 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>
Cádmio (Cd)	0,01 <sup>a</sup>	0,01 <sup>a</sup>
Cálcio (Ca)	15,15 <sup>a</sup>	2,45 <sup>b</sup>
Chumbo (Pb)	0,36 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>
Cobre (Cu)	5,29 <sup>a</sup>	0,55 <sup>b</sup>
Cromo (Cr)	0,00 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>
Ferro (Fe)	0,56 <sup>b</sup>	1,45 <sup>a</sup>
Fósforo (P)	12,59 <sup>a</sup>	0,67 <sup>b</sup>
Magnésio (Mg)	15,52 <sup>a</sup>	0,00 <sup>b</sup>
Manganês (Mn)	0,24 <sup>a</sup>	0,01 <sup>b</sup>

Mercúrio (Hg) (ug/L)	6,49	12,15
Níquel (Ni)	0,00 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>
Potássio (K)	100	0,6
Sódio (Na)	24	22,8
Zinco (Zn)	5,13 <sup>a</sup>	0,28 <sup>b</sup>

Fonte: a autora, 2020.

\*Letras iguais nas linhas indicam que, no nível de significância de 5%, não há diferença significativa entre as médias.

Apesar de ser um coagulante vegetal, o tanino vegetal apresentou concentrações de algumas substâncias inorgânicas significativamente superior ao PAC, como: Ca, Cu, P, Mg, Mn, K e Zn. No entanto, o PAC possui concentrações significativamente maiores de Fe e Al. A elevada concentração de alumínio no PAC deve-se ao fato deste coagulante ter este metal como principal constituinte em sua composição.

### 3.3 CARACTERIZAÇÃO DO LODO

A aplicação de biossólidos no solo é uma forma de reuso do lodo produzido nos processos de tratamento de efluentes sanitários e engloba todos os tipos de aplicação, a granel ou em embalagens, visando o uso benéfico deste resíduo. Entretanto, o uso do lodo de esgoto para fins agrícolas deve ser realizado de maneira segura e adequada, com a finalidade de evitar danos ambientais, econômicos e sociais.

Para aproveitamento ou tratamento mais eficaz do lodo gerado no tratamento de efluentes, é necessário realizar a sua caracterização, avaliando-se suas propriedades físicas, químicas e biológicas, tendo em vista suas características específicas (EDDY, 2016; RODRIGUES et al., 2015) e a conformidade com padrões estabelecidos pela legislação vigente. Portanto, caracterização do lodo foi realizada de acordo com a Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006) e a U.S.-EPA 40CFR Part 503 (US-EPA, 1994), que dispõe sobre critérios e requisitos para aplicação agrícola do lodo gerado em estações de tratamento de efluentes sanitários. A legislação estabelece dois níveis de qualidade para o lodo, considerando a presença de substâncias inorgânicas e microrganismos.

#### 3.3.1 Potencial agronômico

O teor de matéria orgânica é uma característica importante para adequar a aplicação benéfica do lodo no solo, sendo mensurado a partir de sólidos voláteis, nutrientes, patógenos, metais e compostos orgânicos tóxicos (EDDY, 2016). A Tabela 9 traz os resultados dos parâmetros analisados para avaliação do potencial agrícola do lodo proveniente do tratamento com os coagulantes tanino vegetal e PAC, em comparação com os resultados obtidos por Esteller et al. (2009), para lodo compostado gerado no tratamento de efluente municipal, e por Dela Justina e Skoronski (2020), para lodo produzido no tratamento de efluente laticínio.

Tabela 9- Potencial agrônômico do lodo gerado nos ensaios de tratabilidade com tanino vegetal e PAC.

Parâmetro (mg/kg massa seca)	Amostra		Literatura	
	Tanino vegetal	PAC	Esteller et al. (2009)	Dela Justina e Skoronski (2018)
Carbono Orgânico Total - COT	400,0 <sup>a</sup>	300 <sup>b</sup>	-	216,0
Fósforo Total	12.483,2 <sup>b</sup>	27.651,1 <sup>a</sup>	4.999,0	8.300,0
Sólidos Totais (%)	31,86 <sup>a</sup>	31,42 <sup>a</sup>	-	82,9
Sólidos Voláteis (%)	23,38 <sup>a</sup>	16,79 <sup>b</sup>	-	40,3
Amônia	1.430,0 <sup>a</sup>	610 <sup>b</sup>	-	335,0
Nitrito	0,00 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>	-	52,076
Nitrato	1.000,0 <sup>b</sup>	1.500,0 <sup>a</sup>	-	463,7
Nitrogênio Total Kjeldhal -NTK	38.834,74 <sup>a</sup>	31.000,40 <sup>a</sup>	59,544	3.109,6
pH em água (1:10)	6,47	4,9	6,98	11,34
Potássio Total	36.774,6 <sup>a</sup>	35.445,4 <sup>a</sup>	7.133,6	3.081,989
Sódio Total	70.406,0 <sup>b</sup>	81.432,5 <sup>a</sup>	1.437,5	2.217,619
Cálcio Total	4.157,6 <sup>a</sup>	2.584,83 <sup>b</sup>	3.834,0	58.896,131
Magnésio Total	1.437,3 <sup>a</sup>	1.768,23 <sup>a</sup>	1.719,5	18.725,884
Umidade (%)	94,50 <sup>a</sup>	91,95 <sup>a</sup>	9,2	17,05

Fonte: a autora, 2020.

\*Letras iguais nas linhas indicam que, no nível de significância de 5%, não há diferença significativa entre as médias.

De acordo com a Tabela 9, o lodo produzido a partir do uso de tanino apresentou maior concentração de carbono orgânico total em relação ao produzido pelo PAC. A diferença pode estar associada ao uso do coagulante vegetal. Além disso, os lodos produzidos nos ensaios de



tratabilidade com o tanino vegetal e PAC, apresentaram elevados teores de fósforo total, nitrogênio, potássio e sódio. Elevadas concentrações de fósforo podem estar associadas à presença deste em esgotos domésticos e a sua assimilação no lodo devido ao processo de coagulação e floculação (CHU et al., 2018). Ao mesmo tempo, quando a concentração de potássio no lodo é baixa, a suplementação desse nutriente é essencial para o seu uso agrícola, pois as culturas podem não responder positivamente à sua aplicação se não houver nutrientes o suficiente (RODRIGUES et al., 2015). Desta forma, o lodo apresenta concentrações de nutrientes elevadas, favorecendo o crescimento de plantas e sendo capaz de aumentar a produtividade de culturas.

Em comparação com os demais estudos, os resultados obtidos para fósforo e potássio são superiores, e os valores de nitrogênio são da mesma ordem de grandeza. O lodo gerado pelo tanino vegetal apresentou maior teor de nitrogênio na forma de amônia, enquanto o PAC obteve mais nitrogênio na forma de nitrato, forma mais oxidada de nitrogênio. Os valores de nitrogênio amoniacal e nitrato para os lodos avaliados são significativamente diferentes entre si. Os lodos provenientes de tratamento aplicando-se tanino são potenciais matérias primas para desenvolvimento de fertilizantes com lenta liberação de nitrogênio (MANGRICH et al., 2014). Em seu estudo avaliando a aplicação de diferentes dosagens de lodo proveniente do tratamento de efluente laticínio com tanino no solo, Dela Justina et al., (2018) constatou que, ao longo do processo de lixiviação, a concentração de nitrato permaneceu acima do limite seguro para água potável, aplicando-se 15, 30 e 60 ton de lodo por hectare. Devido a concentração de nitrato superior, a aplicação agrícola do lodo proveniente do tratamento com PAC pode ser inviabilizada. Segundo (DELA JUSTINA; ALVES; SKORONSKI, 2018), altas concentrações de nitrato podem prejudicar a aplicação benéfica do lodo na agricultura, pois este poluente é altamente solúvel em água.

Em relação às concentrações de cátions alcalinos (cálcio e magnésio), observa-se que os valores encontram-se na mesma ordem de grandeza em relação ao trabalho de Esteller et al., (2009), mas pelo menos na ordem de 10 vezes menor que o trabalho de Dela Justina e Skoronski, (2020). Neste caso, o último trabalho foi realizado com efluente de laticínios, o que explica a alta concentração destes metais. Ainda, é possível perceber que o lodo gerado no tratamento com tanino vegetal apresenta pH próximo da neutralidade, ao contrário do lodo produzido pelo PAC. Tal fato demonstra que a aplicação do lodo gerado pelo tanino vegetal não é capaz de acidificar o pH do solo, favorecendo o seu uso agrícola.

### 3.3.2 Concentração de metais

A Tabela 4, apresenta a concentração de substâncias inorgânicas no lodo produzido nos ensaios de tratabilidade com o tanino vegetal e o PAC, bem como os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006) e U.S.EPA 40CFR Part 503 (US-EPA, 1994), em comparação com os valores obtidos na literatura.

Tabela 10- Concentração de substâncias inorgânicas no lodo gerado nos ensaios de tratabilidade.

Parâmetro (mg/kg seca)	Amostra		Valores de Referência		Literatura	
	Tanino vegetal	PAC	CONAMA 375/2006	U.S.-EPA 40CFR Part 503	Esteller et al. (2009)	Dela Justina e Skoronski (2018)
Alumínio (Al)	12.152,1 <sup>b</sup>	61.625,0 <sup>a</sup>	-	-	-	-
Bário (Ba)	386,91 <sup>a</sup>	194,48 <sup>a</sup>	1.300	-	-	-
Cádmio (Cd)	0,00 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>	39	85,0	1,4	0,1
Chumbo (Pb)	0,00 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>	300	840,0	84,4	1,2
Cobre (Cu)	5.472,17 <sup>a</sup>	3.300,63 <sup>b</sup>	1.500	4.300,0	315,5	10,2
Cromo (Cr)	0,00 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>	1.000	3.000,0	-	6,3
Ferro (Fe)	25.198,7 <sup>a</sup>	27.116,4 <sup>a</sup>	-	-	-	-
Manganês (Mn)	244,78 <sup>a</sup>	97,29 <sup>b</sup>	-	-	-	-
Mercúrio (Hg)	0,27 <sup>a</sup>	0,54 <sup>a</sup>	17	57,0	-	<0,001
Níquel (Ni)	0,00 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>	420	420,0	23,6	2,2
Zinco (Zn)	0,00 <sup>a</sup>	0,00 <sup>a</sup>	2.800	7.500,0	771,5	59,1

Fonte: a autora, 2020.

\*Letras iguais nas linhas indicam que, no nível de significância de 5%, não há diferença significativa entre as médias.

Apesar de as legislações não determinarem limites para a concentração de alumínio, ferro e manganês no lodo produzido pelo tratamento de efluentes sanitários, optou-se por analisar estes parâmetros em razão de serem metais comumente presentes em esgotos. Como observado na Tabela 10, o lodo gerado no tratamento com o coagulante PAC apresentou elevada concentração de alumínio, com diferença significativa em relação ao lodo gerado pelo tanino vegetal. Tal fato deve-se ao coagulante PAC ser constituído a base de metais, principalmente o alumínio, como observado na Tabela 9. A concentração elevada deste metal no lodo proveniente do tratamento com PAC, aliada ao pH ácido do mesmo, mostra-se como

uma limitação à sua aplicação para fins agrícolas. De acordo com Wang et al. (2006), em pH igual ou inferior a 5, o  $Al^{3+}$  pode acumular-se a níveis tóxicos que impedem o crescimento radicular e as funções das plantas. Além do mais, exposições à altas concentrações desse metal podem ser associadas à muitas doenças degenerativas, como a demência e o mal de Alzheimer (CAMPBELL et al., 2004).

Observa-se também uma concentração elevada de ferro nas amostras de lodo provenientes de ambos os tratamentos. Entretanto, de acordo com Eddy (2016), a concentração de ferro em lodos produzidos no tratamento de esgotos domésticos tipicamente varia entre 1.575 e 299.000 mg/kg, e quantidades traços deste elemento são necessárias para o crescimento biológico. O lodo do tanino vegetal apresentou concentração de manganês significativamente maior do que o PAC. Tipicamente, a concentração de manganês nos lodos de esgoto pode alcançar 14.900 mg/kg (EDDY, 2016). O lodo gerado no tratamento com o tanino vegetal apresentou concentração de cobre acima do permitido pela Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006). Apesar de metais como cobre e manganês serem micronutrientes essenciais para o crescimento de plantas, deve-se avaliar a dosagem da aplicação no solo de lodos contendo concentrações elevadas destes compostos. De acordo com Dhaliwal et al. (2019), micronutrientes como cobre, ferro, manganês e zinco em concentração inferior a 0,5 g/kg de matéria seca, também são considerados essenciais para a nutrição das plantas.

Alguns metais pesados são encontrados em concentrações mais elevadas no lodo de efluente doméstico, como: Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Fe, Co, Mn, Mo, Hg, Sn e Zn. Altas concentrações dessas substâncias no solo podem prejudicar o crescimento e desenvolvimento das plantas, assim como acumular-se nas mesmas em quantidades tóxicas capazes de inibir os seus processos fisiológicos. Entretanto, é necessário observar os requisitos nutricionais de cada espécie vegetal para que a definição das taxas de aplicação de lodo seja conduzida de maneira ambientalmente segura e economicamente viável e para atender aos critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA 375/2006 (RODRIGUES et al., 2015).

### **3.3.3 Agentes patogênicos e indicadores bacteriológicos**

A Tabela 11, representa os resultados obtidos para agentes patogênicos e indicadores bacteriológicos em comparação com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006) para lodo classe A US-EPA CFR 40 Part 261 (US-EPA, 1994).

Tabela 11- Agentes patogênicos e indicadores bacteriológicos do lodo gerado nos ensaios de tratabilidade.

<b>Parâmetros</b>	<b>Tanino vegetal</b>	<b>PAC</b>	<b>CONAMA 375/2006</b>
Coliformes	5000	2000	A <10 <sup>3</sup> NMP/g de ST
Termotolerantes (NMP/g massa seca)			B <10 <sup>6</sup> NMP/g de ST
Ovos Viáveis de	0,75	0,25	A <0,25 ovo/g de ST
Helmintos (ovos/g massa seca)			B <10 ovos/g de ST

Fonte: a autora, 2020.

Quanto à presença de coliformes fecais e ovos viáveis de helmintos, o lodo gerado nos dois tratamentos atendeu apenas aos limites definidos para lodo classe B. Na amostra de lodo gerado nos ensaios de tratabilidade utilizando o tanino, encontrou-se 1 ovo viável de helminto Toxocarideo. No lodo proveniente dos ensaios de tratabilidade com PAC, encontrou-se 3 ovos viáveis de helmintos de *Ascaris* (Figura 15). A Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006) distingue o lodo em duas classes e, segundo a resolução, atualmente só poderão ser aplicados lodo ou produto derivado que se enquadre na classe A. Ainda, visando à aplicação agrícola dos lodos gerados em sistemas de tratamento de efluentes, a legislação exige que os mesmos sejam submetidos a processo de redução de patógenos e da atratividade de vetores.



Figura 15- Ovos viáveis de *Ascaris* encontrados no lodo produzido pelo PAC.  
Fonte: a autora, 2020.

### 3.3.4 Análise termogravimétrica

Os gráficos gerados a partir dos resultados obtidos para análise termogravimétrica do lodo produzido no tratamento com PAC e tanino vegetal estão apresentados na Figura 16-A e 16-B, respectivamente.

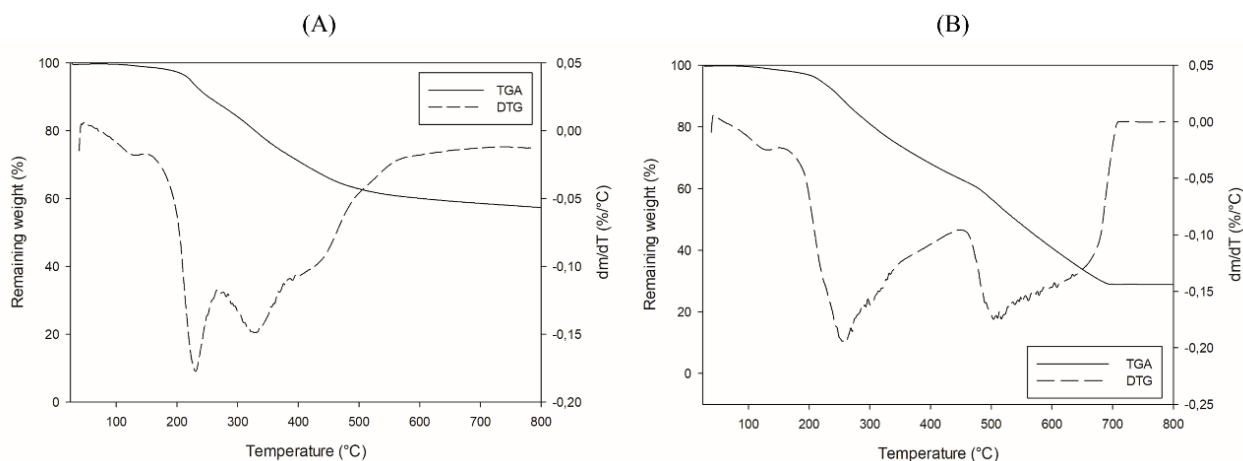


Figura 16- Curvas de análise termogravimétrica para o lodo produzido a partir de PAC (A) e tanino vegetal (B).  
Fonte: a autora, 2020.

Devido à secagem prévia das amostras, a perda de massa até 150°C (AZIZI; KESHAVARZ MORAVEJI; ABEDINI NAJAFABADI, 2017) é menos que 2% para as duas amostras. Para o lodo produzido com PAC, existem outros dois estágios de transformação. Um deles ocorre de 150 a 391°C e possui dois picos de perda de massa máximos em 230 e 325°C aproximadamente. Essa transformação foi responsável por 28% da perda de massa e pode estar associada a presença de diversos compostos voláteis presentes no esgoto que foram transferidos para o lodo. A partir disso, ocorre a perda de mais 14% de massa até 580 °C, sendo relacionada a poluentes com maior peso molecular como proteínas, carboidratos e lipídios (WU et al., 2015). O resíduo final da combustão do lodo produzido pelo uso de PAC apresentou 58% de cinzas. Para o tanino, foram observados dois picos, um a 251°C e outro a 504°C. O primeiro estágio de perda de massa foi observado entre 150 e 448°C, ocorrendo a perda de 37% de massa. Entre 448 e 700°C ocorreu a degradação de mais 34% de material. Esses valores de temperatura são característicos para taninos conforme estudos reportados anteriormente (GAUGLER; GRIGSBY, 2009). Neste caso, o resíduo final contabilizou 29 % da massa total do lodo, o que deve estar associado principalmente a compostos inorgânicos presentes no esgoto doméstico. Estudos semelhantes realizados por Dela Justina et al., (2018) também mostraram que o lodo produzido pelo uso de tanino apresenta menor quantidade de cinzas quando comparado ao produzido pelo PAC em função da natureza orgânica do coagulante. Em geral, as faixas de perda de massa obtidas neste trabalho estão também em acordo com estudos que verificaram a maior taxa de decomposição do lodo de esgoto através do processo de pirólise ocorre entre as temperaturas de 200 °C e 550 °C (CAO et al., 2013; URYCH; SMOLIŃSKI, 2016).

### 3.4 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE

### 3.4.1 Fitotoxicidade do efluente tratado

Os resultados atingidos nos parâmetros do teste de toxicidade realizado com o efluente bruto, tratado com tanino vegetal e PAC nos ensaios laboratoriais, estão expressos na Tabela 12.

Tabela 12- Parâmetros de toxicidade do efluente bruto, tratado com tanino vegetal e PAC.

Amostra	Germinação das sementes (%)	Comprimento da raiz (cm)	Comprimento do caule (cm)
Branco	100,00 <sup>a</sup>	2,35 <sup>a</sup>	1,80 <sup>a</sup>
Bruto	92,00 <sup>a</sup>	1,51 <sup>b</sup>	2,19 <sup>a</sup>
Tratado com tanino vegetal	100,00 <sup>a</sup>	1,72 <sup>ab</sup>	2,88 <sup>a</sup>
Tratado com PAC	100,00 <sup>a</sup>	1,33 <sup>b</sup>	2,66 <sup>a</sup>

Fonte: a autora, 2020.

\*Letras iguais nas colunas indicam que, no nível de significância de 5%, não há diferença significativa entre as médias.

Com relação ao percentual de germinação de sementes, comprimento do caule e da raiz não há diferença significativa entre o efluente bruto e os tratamentos. Pode-se observar diferença significativa no comprimento da raiz para o efluente bruto. A seguir são amostrados os resultados da aplicação dos efluentes bruto e tratados com ambos os coagulantes (Figura 17) no desenvolvimento das sementes.

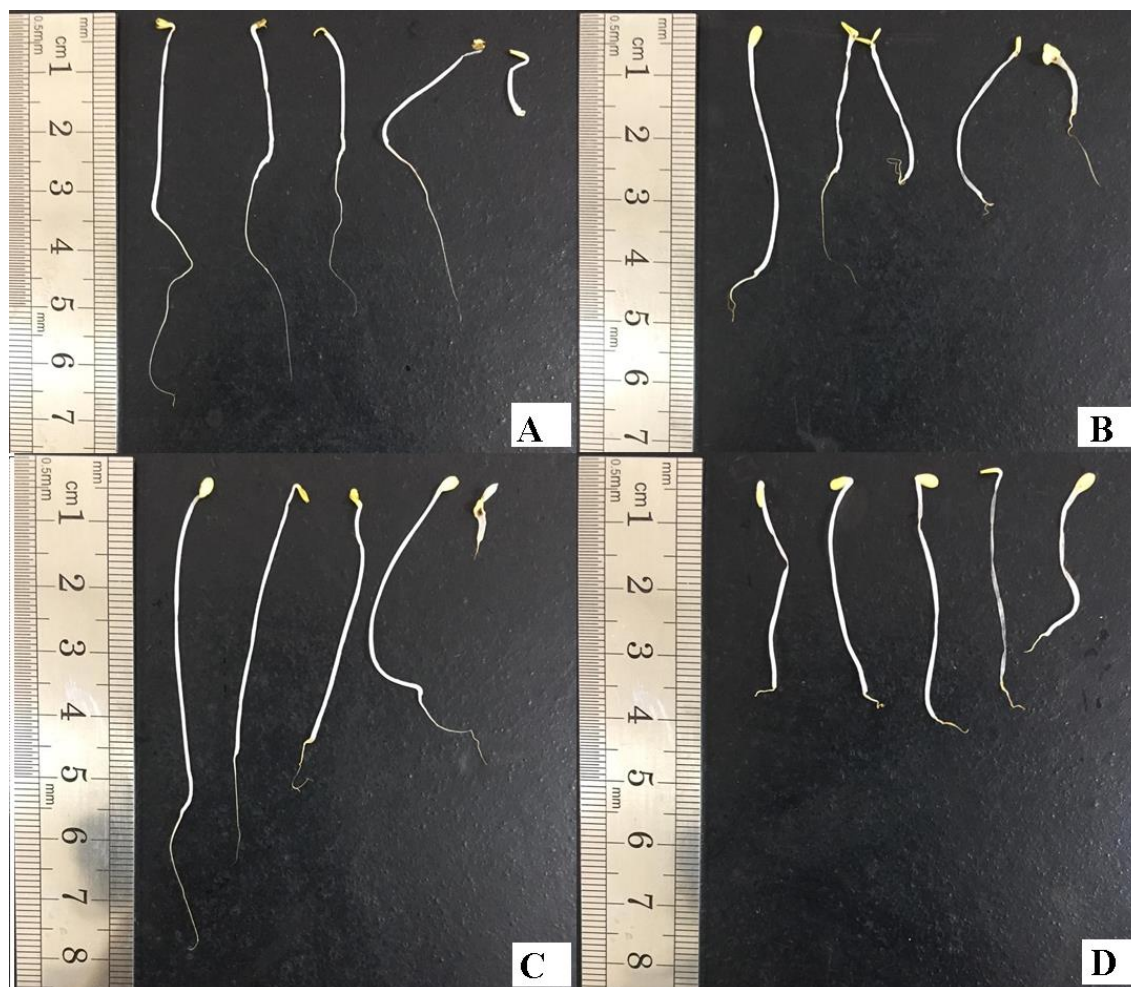


Figura 17- Teste de toxicidade do efluente: A=Branco; B=Bruto; C=Tratado com tanino vegetal; D=Tratado com PAC.

Fonte: a autora, 2020.

### 3.4.2 Fitotoxicidade das soluções de coagulantes utilizadas nos ensaios

A seguir (Tabela 13) estão apresentados os valores obtidos no teste de toxicidade para as soluções de tanino vegetal e PAC, utilizadas nos ensaios de tratabilidade desse estudo.

Tabela 13- Parâmetros de toxicidade das soluções de tanino vegetal e PAC.

Amostra	Germinação das sementes (%)	Comprimento da raiz (cm)	Comprimento do caule (cm)
Branco	100,00 <sup>a</sup>	2,35 <sup>a</sup>	1,77 <sup>a</sup>
Solução tanino vegetal	0,00 <sup>b</sup>	0,00 <sup>b</sup>	0,00 <sup>b</sup>
Solução PAC	0,00 <sup>b</sup>	0,00 <sup>b</sup>	0,00 <sup>b</sup>

Fonte: a autora, 2020.

\*Letras iguais nas colunas indicam que, no nível de significância de 5%, não há diferença significativa entre as médias.



De acordo com a Tabela 13, é possível concluir que as soluções de tanino vegetal e PAC são tóxicas, afetando a germinação, o crescimento da raiz e do caule das sementes. As soluções de coagulantes obtiveram resultados iguais a zero e diferença significativa em relação ao branco para todos os parâmetros de toxicidade avaliados. Segundo Cecilia e Ronco (2004), a inibição da germinação das sementes pode ser considerada um efeito letal, enquanto as consequências no crescimento do caule e da raiz podem ser considerados efeitos sub letais. A Figura 18 mostra o efeito de ambos os coagulantes no desenvolvimento das sementes de alface.



Figura 18- Teste de toxicidade das soluções: A=Branco; B=Solução de tanino vegetal (2%); C=Solução de PAC (2%).

Fonte: a autora, 2020.

Arismendi et al. (2018), avaliando a aplicação de tanino no tratamento de efluente sanitário, realizaram testes de toxicidade expondo sementes de *Lactuca sativa* a diferentes concentrações dos tratamentos realizados. Em seu estudo, observaram o efeito subletal de retardamento do crescimento radicular em dosagens de coagulante a base de alumínio. Além do mais, segundo os autores o alumínio é uma substância mutagênica. Diferentemente do coagulante composto por alumínio, o tanino apresentou baixa capacidade mutagênica em todas as dosagens de coagulante avaliadas.

### 3.4.3 Fitotoxicidade do lodo gerado nos ensaios de tratabilidade

A Tabela 14 expõe os resultados obtidos no teste de toxicidade para o lodo gerado nos ensaios de tratabilidade aplicando-se os coagulantes tanino vegetal e PAC.

Tabela 14- Parâmetros de toxicidade do lodo produzido nos ensaios de tratabilidade.

Amostra	Germinação das sementes (%)	Comprimento da raiz (cm)	Comprimento do caule (cm)
Branco	100,00 <sup>a</sup>	2,35 <sup>a</sup>	1,77 <sup>a</sup>

Lodo do tanino vegetal	96,00 <sup>a</sup>	0,67 <sup>b</sup>	0,64 <sup>b</sup>
Lodo do PAC	36,00 <sup>b</sup>	0,10 <sup>b</sup>	0,19 <sup>b</sup>

Fonte: a autora, 2020.

\*Letras iguais nas colunas indicam que, no nível de significância de 5%, não há diferença significativa entre as médias.

De acordo com a Tabela 14, o lodo proveniente do tratamento com tanino vegetal apresentou elevado percentual de germinação das sementes, não sendo significativamente diferente do branco. Já o lodo gerado a partir do tratamento com PAC apresentou diferença significativa, em comparação com a amostra em branco e o lodo dos ensaios com tanino vegetal, no percentual de germinação das sementes. No tocante ao comprimento do caule e da raiz, ambos os coagulantes apresentaram diferença significativa com os valores do branco, e o tanino mostrou-se maiores resultados para estes parâmetros. A Figura 19 representa o teste de toxicidade realizado com o lodo gerado nos ensaios de tratabilidade.

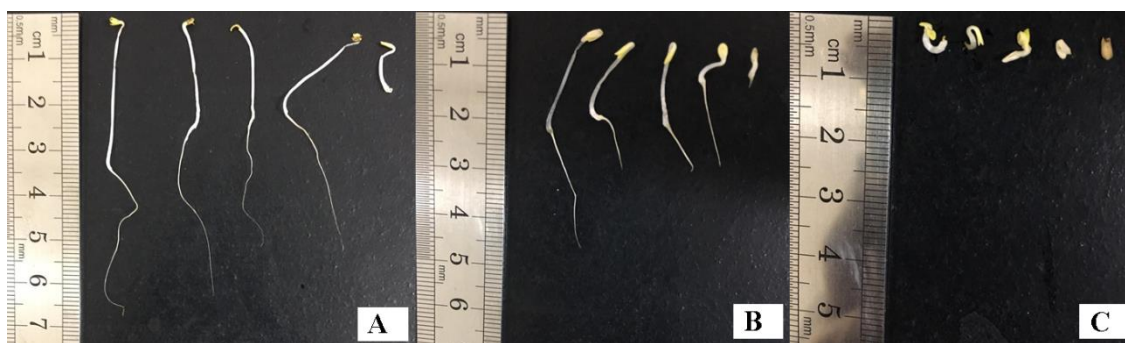


Figura 19- Teste de toxicidade do lodo: A=Branco; B=Lodo gerado no tratamento com tanino vegetal; C=Lodo gerado no tratamento com PAC.

Fonte: a autora, 2020.

O lodo produzido pelo PAC obteve maior interferência no crescimento da raiz da semente. Ronco et al. (2000), observou que os efeitos no crescimento da raiz são mais sensíveis e menos variáveis do que no caule. Segundo Wang et al. (2006), a toxicidade do  $Al^{3+}$  para as plantas é caracterizada pela rápida inibição do alongamento das raízes, pois os íons  $Al^{3+}$  livres em solução podem ser absorvidos pelas raízes das plantas.

A aplicação do lodo proveniente do tratamento de esgoto costuma afetar de forma negativa a germinação das plantas, e sua influência depende do tipo de planta e solo (OLESZCZUK; HOLLERT, 2011). Nava et al. (2015), avaliando as respostas de cultivares de aveia ao alumínio observou que, dentre as variáveis avaliadas em condições de campo, a altura da planta foi o parâmetro mais afetado pela presença de alumínio tóxico no solo.

Avaliando a toxicidade da utilização do lodo de esgoto, Oleszczuk; Hollert (2011), alcançaram 100% de germinação de sementes de *Lepidium sativum*, *Sorghum saccharatum* e

*Synapis alba*. Os autores não observaram interferência significativa da dose de lodo aplicada na germinação das sementes de todas as plantas testadas.

#### 4. CONCLUSÃO

A partir da otimização das condições operacionais, ambos os coagulantes, tanino vegetal e PAC, mostraram-se eficientes no tratamento terciário do efluente sanitário, essencialmente na remoção de cor aparente e turbidez. Os coagulantes também apresentaram eficiência de tratamento com relação aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos estabelecidos para fins de reuso do efluente nas classes sugeridas pela US-EPA. O coagulante tanino destacou-se em comparação ao PAC pelo seu desempenho no tratamento e, principalmente pelas características finais de seus subprodutos, isto é, o coagulante em questão não acrescentou quantidades traços de compostos inorgânicos no efluente e lodo gerados nos ensaios. O subproduto produzido pelo tanino se mostrou promissor para reuso agrícola, com elevadas concentrações de nutrientes essenciais para o crescimento e desenvolvimento de plantas. Todavia, estudos posteriores são interessantes a fim de realizar ensaios de desinfecção com o efluente tratado para reuso, bem como avaliação da citotoxicidade e genotoxicidade do efluente tratado e do lodo produzido ao longo do tratamento. Ainda, sugere-se a avaliação de processos para redução de patógenos e vetores no lodo, aliada à aplicação *in loco* do mesmo a fim de avaliar o seu desempenho no desenvolvimento de alguma cultivar.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; **Standard methods**: for the examination of water and wastewater. 21 ed. Washington, DC: APHA, 2005.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. [s.l: s.n.]. v. 21

ARISMENDI, W. A. et al. Modified tannins and their application in wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 78, n. 5, p. 1115–1128, 2018.

AZIZI, K.; KESHAVARZ MORAVEJI, M.; ABEDINI NAJAFABADI, H. Characteristics and kinetics study of simultaneous pyrolysis of microalgae *Chlorella vulgaris*, wood and polypropylene through TGA. **Bioresource Technology**, v. 243, p. 481–491, nov. 2017.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J. Municipal wastewater treatment by modified tannin flocculant agent. **Desalination**, v. 249, n. 1, p. 353–358, 2009.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; GÓMEZ-MUNOZ, M. C. New coagulant agents from tannin extracts : Preliminary optimisation studies. v. 162, p. 1019–1025, 2010.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; GÓMEZ-MUNOZ, M. C. Performance and characterization of a new tannin-based coagulant. p. 199–208, 2012.

BRASIL. Resolução Conama N° 375, De 29 De Agosto De 2006. p. 1–32, 2006.

CALADO, V.; MONTGOMERY, D. **Planejamento de Experimentos usando o Statistica**. 1ª ed. Rio de Janeiro: E-papers Serviços Editoriais, 2003.

CAMPBELL, A. et al. Chronic Exposure to Aluminum in Drinking Water Increases Inflammatory Parameters Selectively in the Brain. **Journal of Neuroscience Research**, v. 75, n. 4, p. 565–572, 2004.

CAO, J. P. et al. Nitrogen transformations during fast pyrolysis of sewage sludge. **Fuel**, v. 104, p. 1–6, 2013.

CECILIA, M.; RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca sativa* L . p. 55–68, 2004.

CHAN, S. Y. et al. Domestic wastewater treatment using batch-fed constructed wetland and predictive model development for NH<sub>3</sub>-N removal. v. 43, p. 297–305, 2008.

CHENG, L. H. et al. Effect of ozone enhanced flocculation on the treatment of secondary effluent. **Procedia Environmental Sciences**, v. 10, n. PART A, p. 555–560, 2011.

CHOY, S. Y. et al. A review on common vegetables and legumes as promising plant-based natural coagulants in water clarification. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 12, n. 1, p. 367–390, 2015.

CHU, Y.-B. et al. Molecular insights into the mechanism and the efficiency-structure

relationship of phosphorus removal by coagulation. **Water Research**, v. 147, p. 195–203, dez. 2018.

COELHO. Yanko (1987) modificado. p. 1, 2005.

DELA JUSTINA, M. et al. Using vegetable tannin and polyaluminium chloride as coagulants for dairy wastewater treatment: A comparative study. **Journal of Water Process Engineering**, v. 25, p. 173–181, out. 2018.

DELA JUSTINA, M.; ALVES, M. V.; SKORONSKI, E. Applying different doses of tannin coagulated dairy sludge in soil: Influences on selected pollutants leaching and chemical agronomic attributes. **Agricultural Water Management**, v. 209, n. July, p. 11–19, 2018a.

DELA JUSTINA, M.; ALVES, M. V.; SKORONSKI, E. Applying different doses of tannin coagulated dairy sludge in soil: Influences on selected pollutants leaching and chemical agronomic attributes. **Agricultural Water Management**, v. 209, n. January, p. 11–19, 2018b.

DELA JUSTINA, M.; SKORONSKI, E. Environmental and Agronomical Aspects of Sludge Produced from Tannin-Based Coagulants in Dairy Industry Wastewater Treatment. **Waste and Biomass Valorization**, v. 11, n. 4, p. 1385–1392, abr. 2020.

DHALIWAL, S. S. et al. Dynamics and transformations of micronutrients in agricultural soils as influenced by organic matter build-up: A review. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 1–2, n. September, p. 100007, 2019.

EDDY, M. &. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH Editora LTDA, 2016.

EPA. **Method 1690 Ammonia-N in Water and Biosolids by Automated Colorimetry with Preliminary Distillation**. Washington DC: Environmental Protection Agency: Office of Water; Office of Science and Technology; Engineering and Analysis Division, 2001.

ESTELLER, M. V. et al. Nitrate and phosphate leaching in a Phaeozem soil treated with biosolids, composted biosolids and inorganic fertilizers. **Waste Management**, v. 29, n. 6, p. 1936–1944, 2009.

FABRES, R. B. et al. Evaluation of virus recovery methods and efficiency of tannin-derived coagulants in removing total coliforms, E. coli and enteric viruses in effluents of a domestic sewage treatment plant. **Water Science and Technology**, v. 76, n. 8, p. 2195–2202, 2017.

FATTA-KASSINOS, D. et al. The risks associated with wastewater reuse and xenobiotics in the agroecological environment. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 19, p. 3555–3563, 2011.

GAUGLER, M.; GRIGSBY, W. J. Thermal Degradation of Condensed Tannins from Radiata Pine Bark. **Journal of Wood Chemistry and Technology**, v. 29, n. 4, p. 305–321, nov. 2009.

GOREN, U. et al. Role of membrane pore size in tertiary flocculation/adsorption/ultrafiltration treatment of municipal wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 61, n. 2, p. 193–203, 2008.

HAMEED, Y. T. et al. A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: Chemical composition, performance assessment compared to Polyaluminum chloride, and application in a pilot plant. **Journal of Environmental Management**, v. 184, p. 494–503, 2016.

HAMEED, Y. T. et al. A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater as a pretreatment for biofilm process. **Journal of Cleaner Production**, v. 182, p. 198–205, 2018.

KANSAL, S. K.; KUMARI, A. Potential of *M. oleifera* for the treatment of water and wastewater. **Chemical Reviews**, v. 114, n. 9, p. 4993–5010, 2014.

LOPES, E. C. et al. Evaluation of a tannin-based coagulant on the decolorization of synthetic effluents. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 3, p. 103125, 2019.

MANGRICH, A. S. et al. Green chemistry in water treatment: Use of coagulant derived from acacia mearnsii tannin extracts. **Revista Virtual de Química**, v. 6, n. 1, p. 2–15, 2014.

MAŽEIKIENĖ, A. Improving small-scale wastewater treatment plant performance by using a filtering tertiary treatment unit. **Journal of Environmental Management**, v. 232, n. May 2018, p. 336–341, 2019.

NAVA, I. C. et al. Aluminium tolerance of oat cultivars under hydroponic and acid soil conditions. **Experimental Agriculture**, v. 52, n. 2, p. 224–236, 2015.

NOURANI, M. et al. Production of a biodegradable flocculant from cotton and evaluation of its performance in coagulation-flocculation of kaolin clay suspension: Optimization through response surface methodology (RSM). **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, n. 2, p. 1996–2003, 2016.

OLADOJA, N. A. Headway on natural polymeric coagulants in water and wastewater treatment operations. **Journal of Water Process Engineering**, v. 6, p. 174–192, 2015.

OLADOJA, N. A. Advances in the quest for substitute for synthetic organic polyelectrolytes as coagulant aid in water and wastewater treatment operations. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**, v. 3, p. 47–58, 2016.

OLESZCZUK, P.; HOLLERT, H. Comparison of sewage sludge toxicity to plants and invertebrates in three different soils. **Chemosphere**, v. 83, n. 4, p. 502–509, 2011.

RENOUX, A. Y.; TYAGI, R. D.; SAMSON, R. Assessment of toxicity reduction after metal removal in bioleached sewage sludge. **Water Research**, v. 35, n. 6, p. 1415–1424, 2001.

RICHTER, C. A. **Água - Métodos e Tecnologia de Tratamentos**. 1. ed. São Paulo: Blucher, 2009.

RODRIGUES, L. et al. Agricultural potential of an industrial sewage sludge in compliance Potencial agrônômico de um lodo de esgoto industrial em atendimento a resolução CONAMA nº 375 / 2006. n. 375, p. 4177–4184, 2015.

RONCO, A. et al. WaterTox bioassay intercalibration network: Results from Argentina. **Environmental Toxicology**, v. 15, n. 4, p. 287–296, 2000.

SERRA, T. et al. Tertiary treatment for wastewater reuse based on the *Daphnia magna* filtration - Comparison with conventional tertiary treatments. **Water Science and Technology**, v. 70, n. 4, p. 705–711, 2014.

SINGH, R.; KUMAR, S.; GARG, M. Geostatistical and Geospatial Approaches for the Characterization of Natural Resources in the Environment. **Geostatistical and Geospatial Approaches for the Characterization of Natural Resources in the Environment**, p. 349–354, 2016.

TEH, C. Y. et al. Recent Advancement of Coagulation-Flocculation and Its Application in Wastewater Treatment. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 55, n. 16, p. 4363–4389, 2016.

TRAN, N. et al. Phosphorus removal from spiked municipal wastewater using either electrochemical coagulation or chemical coagulation as tertiary treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 95, p. 16–25, 2012.

URYCH, B.; SMOLIŃSKI, A. Kinetics of Sewage Sludge Pyrolysis and Air Gasification of Its Chars. **Energy and Fuels**, v. 30, n. 6, p. 4869–4878, 2016.

US-EPA. Land Application of Sewage Sludge: A Guide for Land Appliers on the Requirements of the Federal Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge, 40 CFR Part 503. **Office of Enforcement and Compliance Assurance**, p. 1–61, 1994.

US-EPA. Guidelines for Water Reuse. n. September, 2012.

VILLASEÑOR-BASULTO, D. L. et al. Wastewater treatment using *Moringa oleifera* Lam seeds: A review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 23, n. February, p. 151–164, 2018.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 5. ed. Minas Gerais: Editora UFMG, 2018.

WANG, D. et al. Technical, economic and environmental assessment of coagulation/filtration tertiary treatment processes in full-scale wastewater treatment plants. **Journal of Cleaner Production**, v. 170, p. 1185–1194, 2018.

WANG, P. et al. Aluminum tolerance of two wheat cultivars (Brevor and Atlas66) in relation to their rhizosphere pH and organic acids exuded from roots. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 54, n. 26, p. 10033–10039, 2006.

WU, X. et al. Study on pyrolytic kinetics and behavior: The co-pyrolysis of microalgae and polypropylene. **Bioresource Technology**, 2015.

YIN, C. Y. Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment. **Process Biochemistry**, v. 45, n. 9, p. 1437–1444, 2010.



ZHANG, R. H.; LEI, F. Chemical Treatment of Animal Manure for Solid-Liquid Separation. **Society of Agricultural Engineers**, v. 41, n. 916, p. 1103–1108, 1998.

ZHOU, L.; ZHOU, H.; YANG, X. Preparation and performance of a novel starch-based inorganic/organic composite coagulant for textile wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, 2018.