

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO-USP
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS-EESC
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO-SHS

Osmar Pereira da Silva Junior

Pós-tratamento físico-químico de efluente de lagoas de estabilização: potencialidade da
utilização do lodo na construção civil

VERSÃO CORRIGIDA
São Carlos
2022

Osmar Pereira da Silva Junior

Pós-tratamento físico-químico de efluente de lagoas de estabilização: potencialidade da utilização do lodo na construção civil

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Doutor em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Assoc. Luiz Antonio Daniel

São Carlos
2022

Ficha Catalográfica

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

Pereira da Silva Junior, Osmar

P855p Pós-tratamento físico-químico de eflente de lagoas de estabilização: potencialidade da utilização do lodo na construção civil / Osmar Pereira da Silva Junior; orientador Luiz Antonio Daniel. São Carlos, 2022.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2022.

1. Lagoa de estabilização. 2. pós-tratamento. 3. cloreto férrico. 4. Tanino. I. Título.

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

Folha de Aprovação

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Bacharel **OSMAR PEREIRA DA SILVA JUNIOR**.

Título da tese: "Pós-Tratamento físico-químico de efluente de lagoas de estabilização: potencialidade da utilização do lodo na construção civil".

Data da defesa: 11/11/2022.

Comissão Julgadora

Resultado

Prof. Dr. **Lulz Antonio Daniel (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC-USP)

APROVADO

Prof. Dr. **Alexandre Teixeira de Souza**
(Centro Universitário de Adamantina/UNIFA)

APROVADO

Prof. Dr. **Wellton Leandro de Oliveira Bolna**
(Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"/UNESP-Presidente Prudente)

APROVADO

Prof. Dr. **Tsunao Matsumoto**
(Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"/UNESP-Ilha Solteira)

APROVADO

Prof. Dr. **Gustavo Henrique Ribeiro da Silva**
(Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"/UNESP-Bauru)

APROVADO

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Prof. Dr. **Lulz Antonio Daniel**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Titular **Murilo Araujo Romero**

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus todas as bênçãos recebidas em minha vida;

Ao meu orientador Professor Luiz Antônio Daniel, por toda dedicação, apoio, paciência, confiança no meu trabalho, pelo respeito, pela compreensão e pelos sábios conselhos;

À Bruna minha esposa e companheira, aos meus filhos Gustavo, Henrique e Lívia por toda ajuda e paciência e entendimento dos momentos que eu me dedicava ao doutorado (amo vocês);

À técnica do LATAR Maria Teresa por toda a ajuda e esclarecimento de dúvidas;

À Sá e Priscila, secretarias do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC;

Aos amigos do LATAR, sempre dispostos a ajudar e acompanhar no “cafezinho” em especial a Mariana;

Ao Alcino, funcionário da USP, pela ajuda na montagem dos reatores;

À UNIFAI na pessoa do Reitor Alexandre Teixeira de Souza, por disponibilizar o laboratório de tratamento de água e esgoto do Centro Universitário de Adamantina-SP;

À EMDAEP por permitir a coleta do esgoto na ETE Antas no município de Dracena-SP;

Ao IQSC em especial aos funcionários Luiz Antônio e Marcelo Calegari pelas análises FRX e DRX;

Ao amigo Rodrigo Garozi pela ajuda com as análises FRX e DRX;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida;

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

Muito obrigado a todos!

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

Mario Sergio Cortella

RESUMO

Junior, O. P. S. **Pós-tratamento físico-químico de efluente de lagoas de estabilização: potencialidade da utilização do lodo na construção civil.** 2022. Tese (Doutorado) Engenharia hidráulica e saneamento – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022.

O presente estudo teve por objetivo avaliar o pós-tratamento físico-químico para o efluente da ETE Antas, no município de Dracena-SP. A ETE Antas é composta por um sistema de gradeamento, duas lagoas anaeróbias em série seguidas e uma lagoa facultativa, nesta sequência. A motivação do estudo foi produzir efluente com características que atendam o que está estabelecido no decreto do Estado de São Paulo Nº 8468 de 8 de setembro de 1976. Para tanto foram utilizados os coagulantes cloreto férrico e tanino. O estudo foi dividido em duas etapas. Na primeira etapa o objetivo foi determinar a melhor condição de coagulação, floculação e sedimentação, para a dosagem de coagulante que resultou em eficiência de remoção de DBO compatível com a qualidade necessária para atender a legislação, tanto para o cloreto férrico como para o tanino. Na segunda etapa foram estabelecidas as dosagens de 50 mg/L para o tanino e 75 mg/L para o cloreto férrico, definidas na primeira etapa. As análises realizadas na segunda etapa para caracterizar o efluente foram DBO, DQO, pH, turbidez, temperatura, fósforo, amônia, nitrato, nitrito, sólidos totais, sólidos suspensos totais e *E. coli*. O lodo gerado no pós-tratamento foi transformado em cinzas para realização das análises FRX e DRX para caracterização química e mineralógica. Essas análises foram realizadas para verificar a possibilidade de utilização das cinzas na construção civil. Os resultados da segunda etapa demonstraram que as dosagens de 50 mg/L do coagulante tanino e 75 mg/L do coagulante cloreto férrico utilizados no pós-tratamento físico-químico produziram efluentes com qualidade compatível à legislação ambiental do Estado de São Paulo. Os resultados das análises FRX e da DRX realizadas nas cinzas geradas a partir do lodo químico produzido nesta pesquisa, apresentaram características que permitiram concluir que este material tem potencial de uso na construção civil.

PALAVRAS-CHAVE: Lagoa de estabilização, Pós-tratamento, Cloreto férrico, Tanino.

ABSTRACT

Junior, O. P. S. **Physical and chemical post-treatment of effluent from stabilization ponds: potential use of sludge in civil construction.** 2022. Tese (Doutorado) Engenharia hidráulica e saneamento – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022.

The purpose of this study was to evaluate a physico-chemical post-treatment for the sewage from Sewage Treatment Station (STS) Antas in the city of Dracena-SP. The Sewage Treatment Station (STS) Antas is composed of a railing system followed by two serial anaerobic ponds followed by a facultative pond. The motivation of this study was to produce a sewage with characteristics which meet what is established in the legal regulation of the State of São Paulo Number 8468 of September 8th, 1976. For this the coagulants ferric chloride and tannin were used. The study was divided into two phases. In the first phase the purpose was to determine the best condition of coagulation, flocculation and sedimentation, for the coagulant dosage which resulted in efficiency in the removal of BOD compatible with the quantity needed to meet the legal regulation, as for ferric chloride as for tannin. In the second stage dosages were established of 50 mg/L for tannin and 75 mg/L for ferric chloride, defined in the first stage. The analyses performed in the second stage to characterize the effluent were BOD, COD, pH, turbidity, temperature, phosphorus, ammonia, nitrate, nitrite, total solids, total suspended solids and E. coli. The sludge generated in the post-treatment was turned into ashes for the performance of the analyses FRX and DRX for the chemical and mineralogical characterization. These analyses were performed to verify the possibility of using the ashes in the civil construction. The results in the second stage have shown that the dosages of 50 mg/L of the coagulant tannin and 75 mg/L of the coagulant ferric chloride used in the physico-chemical post-treatment produced sewages with quality to be framed in the legal regulation of the State of São Paulo. The results of the analyses FRX and DRX performed in the ashes generated from the chemical sludge produced in this research, have shown characteristics which made it possible to conclude that this material has potential for use in civil construction.

KEY-WORDS: Stabilization pond, Post treatment, Ferric chloride, Tannin.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Transformações Bioquímicas em Lagoas Anaeróbias.....	40
Figura 2. Transformações Bioquímicas em Lagoas Facultativas.....	43
Figura 3. Algas, energia luminosa e oxigênio em uma lagoa facultativa (seção transversal).....	45
Figura 4. Funcionamento de uma lagoa de maturação	47
Figura 5. Camadas elétricas de uma partícula coloidal	49
Figura 6. Gráfico de distância versus Força entre partículas coloidais (atração e repulsão).	50
Figura 7. Localização do município de Dracena no Estado de São Paulo	79
Figura 8. Disposição das lagoas de estabilização da ETE Antas no município de Dracena-SP	80
Figura 9. Resultados de DBO com a utilização do cloreto férrico com pH natural e floculação no Efluente da ETE Antas.....	90
Figura 10. Resultados de DBO com a utilização do cloreto férrico com pH natural e floculação do segundo ensaio	95
Figura 11. Resultados de DBO com a utilização do cloreto férrico com pH natural sem floculação.....	99
Figura 12. Resultados de DBO com a utilização do cloreto férrico em pH 5 do efluente da ETE Antas com floculação	103
Figura 13. Resultados de DBO com a utilização do cloreto férrico em pH 5 do efluente da ETE Antas sem floculação.....	107
Figura 14. Resultados de DBO com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas com floculação	111
Figura 15. Resultados de DBO com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas sem floculação.....	115
Figura 16. Valores de pH nos testes da primeira etapa	116
Figura 17. Concentração da DBO do efluente da lagoa facultativa e DBO residual média dos seis testes.....	117
Figura 18. Eficiência de remoção de DBO dos seis testes	118
Figura 19. Padrões de DRX para a cinza de lodo de esgoto tratado com cloreto férrico	136
Figura 20. Padrões de DRX para a cinza de lodo de esgoto tratado com tanino.....	136

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. DBO no esgoto bruto e no efluente e valor do pH no efluente da ETE Antas 85	
Tabela 2. Remoção de DBO do primeiro teste com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra com floculação no efluente da ETE Antas.....	87
Tabela 3. Remoção de DBO do segundo teste com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra com floculação no efluente da ETE Antas.....	88
Tabela 4. Remoção de DBO do terceiro teste com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra com floculação no efluente da ETE Antas.....	88
Tabela 5. Valores médios de DBO final com a utilização do cloreto férrico com pH natural da amostra e com floculação no efluente da ETE Antas.....	89
Tabela 6. Remoção de DBO do primeiro teste do segundo ensaio com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra com floculação.....	92
Tabela 7. Remoção de DBO do segundo teste do segundo ensaio com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra com floculação.....	92
Tabela 8. Remoção de DBO do terceiro teste do segundo ensaio com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra com floculação.....	93
Tabela 9. Valores médios de DBO final com a utilização do cloreto férrico com pH natural da amostra e com floculação.....	94
Tabela 10. Remoção de DBO do primeiro teste com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra sem floculação.....	96
Tabela 11. Remoção de DBO do segundo teste com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra sem floculação.....	96
Tabela 12. Remoção de DBO do terceiro teste com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra sem floculação.....	97
Tabela 13. Valores médios de DBO final com a utilização do cloreto férrico com pH natural da amostra sem floculação.....	98
Tabela 14. Remoção de DBO do primeiro teste com a utilização de cloreto férrico em pH 5 do efluente da ETE Antas com floculação.....	100
Tabela 15. Remoção de DBO do segundo teste com a utilização de cloreto férrico com pH 5 do efluente da ETE Antas com floculação.....	100
Tabela 16. Remoção de DBO do terceiro teste com a utilização de cloreto férrico com pH 5 do efluente da ETE Antas com floculação.....	101
Tabela 17. Valores médios de DBO final com a utilização do cloreto férrico em pH 5 do efluente da ETE Antas com a inclusão da floculação.....	102

Tabela 18. Remoção de DBO do primeiro teste com a utilização de cloreto férrico em pH 5 do efluente da ETE Antas sem floculação.....	104
Tabela 19. Remoção de DBO do segundo teste com a utilização de cloreto férrico com pH 5 do efluente da ETE Antas sem floculação.....	105
Tabela 20. Remoção de DBO do terceiro teste com a utilização de cloreto férrico com pH 5 do efluente da ETE Antas sem floculação.....	105
Tabela 21. Valores médios de DBO final com a utilização do cloreto férrico em pH 5 do efluente da ETE Antas sem realização da floculação.....	106
Tabela 22. Remoção de DBO do primeiro teste com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas com floculação	108
Tabela 23. Remoção de DBO do segundo teste com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas com floculação	109
Tabela 24. Remoção de DBO do terceiro teste com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas com floculação	109
Tabela 25. Valores médios de DBO final com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas com realização da floculação	110
Tabela 26. Remoção de DBO do primeiro teste com a utilização do tanino em pH natural do efluente da ETE Antas sem floculação.....	112
Tabela 27. Remoção de DBO do segundo teste com a utilização do tanino em pH natural do efluente da ETE Antas sem floculação.....	113
Tabela 28. Remoção de DBO do terceiro teste com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas sem floculação.....	113
Tabela 29. Valores médios de DBO final com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas sem realização da floculação.....	114
Tabela 30. Caracterização do esgoto bruto afluente à ETE Antas	119
Tabela 31. Caracterização do efluente da ETE Antas	124
Tabela 32. Resultados do pós-tratamento do efluente da ETE Antas com a utilização do cloreto férrico com dosagem de 75 mg/L.....	128
Tabela 33. Resultados do pós-tratamento do efluente da ETE Antas com a utilização do tanino	129
Tabela 34. Resultados da produção de lodo em volume gerado no pós-tratamento com a utilização do coagulante tanino e cloreto férrico.....	132
Tabela 35. Resultados da produção de lodo em massa gerado no pós-tratamento com a utilização do coagulante tanino e cloreto férrico.....	133

Tabela 36. Composição química das cinzas de lodo de esgoto (% em massa) 135

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Estados brasileiros que possuem legislação sobre padrão de lançamento de efluentes.....	28
Quadro 2. Ano de publicação das legislações estaduais e federal sobre padrão de lançamento de efluentes.....	29
Quadro 3. Eficiência requerida para lançamento de efluentes de acordo com as legislações estaduais e federal	30
Quadro 4. Comparativo sobre os padrões de lançamento de efluente dos estados brasileiros	33
Quadro 5. Parâmetros de projeto de lagoa anaeróbia	41
Quadro 6. Principais parâmetros de projeto das lagoas facultativas.	45
Quadro 7. Mecanismos de coagulação.	51
Quadro 8. Tipos de coagulantes mais utilizados no processo de coagulação de efluentes.	54
Quadro 9. Tipos de floculação.....	57
Quadro 10. Decantadores e características.	60
Quadro 11. Resumo das principais tecnologias aplicadas no polimento do efluente de lagoas.....	61
Quadro 12. Composição química dos materiais pozolânicos.....	71
Quadro 13. Composição química dos materiais pozolânicos	72
Quadro 14. Características dos lodos	73
Quadro 15. Variáveis analisadas na segunda etapa	84

Sumário

1	INTRODUÇÃO	25
2	OBJETIVO GERAL	27
2.1	Objetivos específicos.....	27
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	27
3.1	Legislação aplicada ao enquadramento dos efluentes de estações de tratamento de esgoto.....	27
3.2	Lagoas de estabilização	36
3.2.1	Lagoa Anaeróbia.....	38
3.2.2	Lagoa Facultativa	42
3.2.3	Lagoa de Maturação	46
3.3	Coagulação	48
3.4	Floculação.....	55
3.5	Sedimentação.....	58
3.6	Pós-tratamento físico-químico de efluente	60
3.7	Possibilidade de utilização do lodo de esgoto na construção civil.....	70
4	MATERIAL E MÉTODOS	79
4.1	Caracterização do sistema de lagoas de estabilização	79
4.2	Delineamento experimental.....	81
4.3	Ensaio preliminares.....	82
4.3.1	Primeira etapa	82
4.3.2	Segunda etapa	83
4.3.3	Análise das cinzas provenientes do lodo gerado no processo físico-químico.....	84
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	85
5.1	Caracterização do efluente da lagoa facultativa utilizado na primeira etapa	85
5.2	Resultados dos ensaios com o coagulante cloreto férrico incluindo a floculação. 87	
5.3	Alteração das características do efluente das lagoas	91
5.4	Resultados do segundo ensaio com o coagulante cloreto férrico com floculação. 91	
5.5	Resultados do ensaio com o coagulante cloreto férrico sem floculação	96
5.6	Resultados do ensaio com o coagulante cloreto férrico com floculação e pH 5 do efluente da ETE Antas.....	99
5.7	Resultados do ensaio com o coagulante cloreto férrico sem floculação e pH 5 do efluente ETE Antas.....	104

5.8	Resultados do ensaio com o coagulante tanino com floculação e pH natural do efluente da ETE Antas.....	108
5.9	Resultados do ensaio com o coagulante tanino sem floculação e pH natural do efluente da ETE Antas.....	112
5.10	Comparação dos resultados obtidos na primeira etapa.....	116
5.11	Caracterização do esgoto bruto afluente à ETE Antas	119
5.12	Caracterização do efluente da ETE Antas	124
5.13	Resultados do pós-tratamento utilizando 50mg/L de tanino e 75 mg/L de cloreto férrico com a etapa de floculação	128
5.14	Produção de lodo	132
5.15	Resultados das análises de caracterização química e mineralógica das cinzas provenientes do lodo.....	134
6	CONCLUSÕES.....	137
7	BIBLIOGRAFIA.....	139
	AREIAS, I. O. R. et al., Incorporação de lodo da estação de tratamento de esgoto (ETE) em cerâmica vermelha. Cerâmica, v.63, n.367, p.343-349, 2018.	140
8	ANEXO.....	160

1 INTRODUÇÃO

Um dos principais processos de tratamento de esgoto sanitário utilizado no Brasil são as lagoas de estabilização, pois suas vantagens sobre os outros sistemas de tratamento de esgoto são inúmeras, sobretudo, em virtude da simplicidade operacional.

As lagoas de estabilização são sistemas biológicos de tratamento de esgoto sanitário com capacidade de remover quantidades significativas de matéria orgânica e microrganismos patogênicos, podendo suportar cargas orgânicas e hidráulicas elevadas. Outra característica vantajosa do sistema de lagoas é o fato de não necessitar de energia elétrica para sua operação (BRITO et al., 2015).

A aplicação de lagoas de estabilização é viável principalmente em regiões de clima quente e que possuem grandes áreas disponíveis para sua implantação (VON SPERLING, CHERNICHARO, 2005; JORDÃO, PESSOA, 2011).

Todavia, apesar das vantagens das lagoas de estabilização, a quantidade de sólidos suspensos e nutrientes como nitrogênio e fósforo presente no efluente, principalmente devido à biomassa das algas, e a situação dos corpos receptores com a possibilidade de eutrofização causada pelo excesso de nitrogênio e fósforo, geram a necessidade de um pós-tratamento dos efluentes dos sistemas de lagoas de estabilização.

O lançamento de efluente contendo nitrogênio e fósforo é prejudicial, principalmente em lagos e lagoas, pois são os nutrientes essenciais ao crescimento de algas, ou seja, estes são, dentre outras substâncias, os responsáveis pela eutrofização das águas naturais (FABRETE, 2006).

A eutrofização das águas significa seu enriquecimento por nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, levando ao crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, com consequente desequilíbrio do ecossistema aquático e progressiva degeneração da qualidade da água dos corpos hídricos (FIGUEIRÊDO et al., 2007).

Como consequência da eutrofização, há o aumento da matéria orgânica de origem vegetal, principalmente as microalgas, que ao se decomporem por meio de bactérias aeróbias, provocam danos como a diminuição do oxigênio dissolvido, tão necessário à vida aquática (SIQUEIRA et al., 2011; RIVAS et al., 2009).

Com base nas questões supracitadas, a necessidade de um pós-tratamento para o efluente das lagoas de estabilização se torna necessário, para aumentar a eficiência do sistema de tratamento de esgoto produzindo efluentes que atendam as condições de lançamentos estabelecidas nas legislações pertinentes e, com isto, minorar os efeitos negativos do lançamento de efluente em corpos hídricos.

As diretrizes para o enquadramento dos efluentes a nível federal provêm do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) por meio de sua Resolução Nº 357 de 2005, que dispõe sobre a qualidade e classificação dos corpos hídricos, complementada pela Resolução Nº 430 de 2011, que estabelece as condições e padrões de lançamentos de efluente. Já no estado de São Paulo as diretrizes para enquadrar os efluentes estão descritas no Decreto Nº 8468 de 8 de setembro de 1976.

O tratamento físico-químico com coagulação, floculação e sedimentação pode ser uma alternativa para melhorar a qualidade do efluente de lagoas de estabilização, permitindo seu enquadramento dentro dos padrões de lançamentos de efluentes.

Os processos físico-químicos têm por objetivo a clarificação dos efluentes por meio da desestabilização dos colóides por coagulação/floculação seguida de um processo de sedimentação ou flotação para separação de fases (SILVA et al., 2012).

No entanto, ao incorporar o processo físico-químico ao tratamento do esgoto sanitário as estações de tratamento de esgoto (ETEs) produzem lodo químico (VAN HAANDEL, MARAIS, 1999). A destinação deste lodo residual que é gerado nas ETEs é um problema ambiental para as empresas de saneamento, públicas ou privadas (METCALF, EDDY, 2002).

Diante desta problemática de destinação para o lodo químico gerado em ETEs, pesquisas evidenciaram que este lodo pode ser utilizado na construção civil para produção de blocos cerâmicos, de concreto asfáltico, concretos convencionais e outros produtos (DUTRA et al., 2015; LUCENA, MARINHO FILHO, PORTELA, 2017; MELLER et al., 2017).

Neste contexto foi proposto nesta pesquisa o pós-tratamento físico-químico na ETE Antas no município de Dracena-SP, que é composto por um sistema de lagoas de estabilização (EMDAEP, 2022) com o objetivo de melhorar a qualidade do efluente pela remoção dos sólidos suspensos e estudar alternativa de destinação final do lodo gerado pelo processo de pós-tratamento.

2 OBJETIVO GERAL

Avaliar uma proposta de tratamento físico-químico para o efluente da ETE Antas no município de Dracena – SP, visando melhorar a qualidade do efluente para que o mesmo atendesse a legislação estadual.

2.1 Objetivos específicos

- Avaliar a aplicação de cloreto férrico e tanino como coagulantes;
- Determinar as dosagens ótimas dos coagulantes para produzir efluentes com características que os enquadrem aos padrões de lançamento estadual;
- Avaliar o procedimento de não realizar a etapa de floculação;
- Avaliar se a diminuição do pH do efluente pode melhorar a eficiência do processo físico-químico;
- Determinar o volume de lodo produzido no pós-tratamento físico-químico;
- Propor uma destinação final para o lodo gerado.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Legislação aplicada ao enquadramento dos efluentes de estações de tratamento de esgoto

Para Moraes e Santos (2019), o padrão de lançamento de efluentes em corpos hídricos é uma ferramenta que, juntamente com o padrão de qualidade dos corpos receptores, visa a resguardar a qualidade dos mananciais.

De acordo com von Sperling (2005), os padrões de lançamento de efluentes existem devido à necessidade de controlar as fontes poluidoras. Embora a existência desses padrões facilite as ações de controle, deve-se sempre ter em mente que o propósito de ambos é a preservação da qualidade no corpo hídrico.

Portanto, o atendimento aos padrões de lançamento deve garantir simultaneamente, o atendimento aos padrões de qualidade no corpo receptor (VON SPERLING, 2005).

No Brasil, a Resolução CONAMA Nº 430 de 2011 estabelece os padrões de lançamento de efluente a nível nacional. No âmbito estadual, especificamente no estado

de São Paulo, os padrões de lançamento são estabelecidos pelo Decreto N^o 8468 de 1976, que também estabelece a classificação dos corpos hídricos no estado de São Paulo. A classificação dos corpos hídricos em nível federal é estabelecida pela Resolução CONAMA N^o 357 de 2005.

As classes de qualidade dos corpos hídricos são entendidas como um conjunto de condições e padrões de qualidade necessários ao entendimento dos usos predominantes, atuais ou futuros (BRASIL, 2005). Portanto, a cada uma das classes corresponde uma determinada qualidade a ser assegurada no corpo hídrico, a qual é expressa na forma de padrões de qualidade (VON SPERLING, 2005).

Assim como o estado de São Paulo, outros estados brasileiros também possuem legislações próprias sobre padrões de lançamento de efluente, tendo como base os padrões estabelecidos pela legislação Federal. Alguns estados possuem padrões mais restritivos do que o estabelecido nas resoluções CONAMA.

Morais e Santos (2019) elaboraram um estudo sobre as legislações de padrões de lançamento de efluente no Brasil e nos estados brasileiros. No Quadro 1 estão apresentados os estados que possuem legislação própria sobre lançamento de efluentes em corpos hídricos, correspondendo a 16 das 27 unidades federativas do país.

Quadro 1. Estados brasileiros que possuem legislação sobre padrão de lançamento de efluentes

Legislação	Estados	Quantidade
Possuem legislação própria	SP, GO, SC, AL, RJ, ES (Vitória), RO, BA, PE, RS, MA, MG, PR, AM (Manaus), MS, CE.	16
Não possuem legislação própria	MT, PI, PB, PA, DF.	5
Não se obteve informação	AC, RR, AP, TO, RN, SE.	6

Fonte: Moraes e Santos (2019)

Das 27 unidades federativas brasileiras, 5 unidades não possuem legislação própria e para 6 unidades não se obteve informações sobre legislação de lançamento de efluentes. Desta forma os autores concluíram que 59,3% das unidades federativas

possuem legislação própria, 18,5% não possuem e 22,2% provavelmente não possuem, pois não foi possível ter acesso a essa informação mesmo com consulta aos órgãos ambientais locais.

Neste mesmo estudo, Moraes e Santos (2019) fizeram um levantamento sobre quando as unidades da federação começaram a adotar legislação sobre os padrões de lançamento de efluente, sendo adotada legislação própria ou a legislação federal.

No Quadro 2 estão apresentadas as legislações brasileiras sobre lançamento de efluentes em corpos hídricos por ano de publicação.

Quadro 2. Ano de publicação das legislações estaduais e federal sobre padrão de lançamento de efluentes

Estado/País	Legislação	Ano
SP	Decreto n° 8.468	1976
GO	Decreto n° 1.745	1979
SC	Decreto n° 14.250	1981
AL	Decreto n° 6.200	1985
BRASIL	Resolução Conama n° 20	1986
RJ	Deliberação CECA n° 1007: NTFEEMA 202.R10	1986
PB	NT n° 301	1988
ES	Resolução Comdema n° 02	1991
RO	Decreto n° 7.903	1997
BA	Resolução Cepram n° 2.228	2000
PE	NT n° 2001 e NT n° 2002 da CPRH	2001/2002
BRASIL	Resolução Conama n° 357	2005
RS	Resolução Consema n° 128	2006
PE	NT n° 2007 da CPRH	2007
MG	Deliberação Normativa Conjunta Copam/CERH n° 01	2008
PR	Resolução SEMA n° 21 e Resolução Cema n° 70	2009
BRASIL	Resolução Conama n° 430	2011

Continua

Quadro 2. Ano de publicação das legislações estaduais e federal sobre padrão de lançamento de efluentes

		Conclusão
Estado/País	Legislação	Ano
AM	Resolução Comdema n° 34	2012
MS	Deliberação Ceca n° 36	2012
MA	Portaria Sema n° 79	2013
MT	Resolução CONSEMA n° 55 e Resolução Consema n° 90	2012/2013
CE	Resolução Coema n° 02	2017

Fonte: Morais e Santos (2019)

Os estados de São Paulo, Goiás, Santa Catarina e Alagoas possuem legislações vigentes anteriores às Resoluções do CONAMA. No entanto, verifica-se que estes estados adotam padrão de DBO mais restritivo em comparação com a Resolução CONAMA n° 430 de 2011.

Além disso, a maioria das legislações estaduais anteriores a essa legislação federal adotam mais parâmetros de qualidade do efluente para lançamento e padrões mais restritivos (MORAIS, SANTOS, 2019).

Morais e Santos (2019) elaboraram um comparativo entre as eficiências requeridas pelas legislações estaduais e a legislação federal sobre os parâmetros DQO, DBO e SST, apresentado no Quadro 3. Estes autores também compararam os padrões de lançamento de efluente, apresentado no Quadro 4, considerando DQO, DBO, SST, N, P e coliformes.

Quadro 3. Eficiência requerida para lançamento de efluentes de acordo com as legislações estaduais e federal

Eficiência de remoção %				
Estados	Legislação	DQO	DBO	SST
AM	Resolução Comdema 34/2012	–	75 ⁽⁵⁾ 85 ⁽²⁾	20 ⁽⁶⁾

Continua

Quadro 3. Eficiência requerida para lançamento de efluentes de acordo com as legislações estaduais e federal

Eficiência de remoção %				
RO	Decreto 7.903/1997	–	–	–
AL	Decreto 6.200/1985	–	–	–
BA	Resolução Cepram 2.228/2000	–	80 - 95 ⁽¹⁾	70-90 ⁽¹⁾
CE	Resolução Coema 02/2017	–	–	20 ⁽⁶⁾
MA	Portaria Sema 79/2013	–	90	90
PE	NT 2001/2002/ 2007 da CPRH	60 – 90 ^{(4) (5)}	40 ($C \leq 2$) ⁽³⁾ ₍₅₎ 70 ($2 < C \leq 6$) 80 ($6 < C \leq 50$) 90 ($C > 50$)	–
GO	Decreto 1.745/1979 Regulamento	–	80	–
MS	Deliberação Ceca 36/2012	–	90 ⁽⁵⁾ 80 ⁽²⁾	–
ES	Resolução Comdema 02/1991	–	90 ($C \geq 100$) ⁽³⁾	–
MG	Deliberação Normativa Conjunta Copam/CERH 01/2008	70	75	–
RJ	Deliberação Ceca nº 1007/86- NT FEEMA 202 R10/1986	–	30 ($C \leq 5$) ⁽³⁾ 65 ($5 < C \leq 25$) 80 ($25 < C \leq 80$) 85 ($C > 80$)	–
SP	Decreto 8.468/1976	–	80	–
PR	Resolução Sema 21/2009 e Resolução Cema 70/2009	–	–	–

Continua

Quadro 3. Eficiência requerida para lançamento de efluentes de acordo com as legislações estaduais e federal

Conclusão

Eficiência de remoção %				
RS	Resolução Consema 128/2006	–	–	–
SC	Decreto N° 14.250/1981 e Lei 14.675/2009	–	80	–
BRASIL	Conama 430/2011	–	60 ^{(2) (5)}	–

Fonte: Moraes e Santos (2019)

Legenda: 1. Variável de acordo com o padrão socioeconômico do empreendimento imobiliário habitacional, 2. Para efluentes sanitários (domésticos), 3. Variável de acordo com a Carga Orgânica diária bruta (kg/dia), 4. De acordo com o Tipo de Indústria, 5. Para efluentes industriais, 6. A legislação prevê eficiência mínima de remoção após desarenação, em casos de lançamento de efluentes por meio de emissário submarino.

Quadro 4. Comparativo sobre os padrões de lançamento de efluente dos estados brasileiros

Padrões de Lançamento de Efluentes em Corpos Hídricos Concentrações Exigidas nos Efluentes						
Estados	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)	N (mg-N/L)	P (mg/L)	C. Term. (NMP/ 100mL)
AM	100 ⁽¹⁷⁾ 150 ⁽⁴⁾	60 ⁽¹⁷⁾ 90 ⁽⁴⁾	100 ⁽¹⁾ 60 ⁽²⁾	–	–	–
RO	–	–	–	5 ⁽³⁾	–	–
AL	150	60	–	0,5 ⁽³⁾	–	–
BA	–	–	–	–	–	106
CE	200 ^{(17) (18)} 600 ⁽¹⁹⁾	120 ⁽⁴⁾	100 ^{(4) (17) (18)} 150 ^{(5) (19)}	5 ^{(3) (17)} 20 ^{(3) (6) (17) (19)}	–	5000
MA	–	–	–	–	–	–
PE	360 (C ≤ 2) ^{(7) (17)} 160 (2 < C ≤ 6) 120 (6 < C ≤ 50) 60 (C > 50)	180 (C ≤ 2) ^{(7) (17)} 80 (2 < C ≤ 6) 60 (6 < C ≤ 50) 30 (C > 50)	–	–	–	De 106 a 104 ⁽⁸⁾
GO	–	60	–	–	–	–
MS	–	100 ⁽¹⁸⁾ 120 ⁽⁴⁾	–	20 ^{(3) (10) (17)}	–	–

Continua

Quadro 4. Comparativo sobre os padrões de lançamento de efluente dos estados brasileiros

Conclusão

Padrões de Lançamento de Efluentes em Corpos Hídricos						
Concentrações Exigidas nos Efluentes						
Estados	DQO (mg O ₂ /L)	DBO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)	N (mg-N/L)	P (mg/L)	C. Term. (NMP/ 100mL)
ES	200	–	100	5 ⁽³⁾	–	–
MG	180 250 ⁽¹¹⁾	60	100 150 ⁽⁵⁾	5 ⁽³⁾⁽¹⁰⁾	–	–
RJ	–	180 (C ≤ 5) ⁽⁷⁾ 100 (5 < C ≤ 25) 65 (25 < C ≤ 80) 40 (C > 80)	–	5 ⁽³⁾ 10 ⁽¹²⁾⁽¹⁵⁾	1 ⁽¹²⁾	–
SP	–	60	–	–	–	–
PR	225 200 ⁽⁹⁾⁽¹³⁾	90 50 ⁽¹³⁾	–	–	–	–
RS	400 (Q < 20) ⁽¹⁴⁾ 360 (20 ≤ Q < 100) 330 (100 ≤ Q < 500) 300 (500 ≤ Q < 1000) 260 (1000 ≤ Q < 3000) 200 (3000 ≤ Q < 7000) 180 (7000 ≤ Q < 10000) 150 (Q ≥ 10000)	180 (Q < 20) ⁽¹⁴⁾ 150 (20 ≤ Q < 100) 110 (100 ≤ Q < 500) 80 (500 ≤ Q < 1000) 70 (1000 ≤ Q < 3000) 60 (3000 ≤ Q < 7000) 50 (7000 ≤ Q < 10000) 40 (Q ≥ 10000)	–	20 (Q < 100) ⁽¹⁴⁾⁽¹⁵⁾ 20 (100 < Q ≤ 1000) 15 (1000 < Q ≤ 10000) 10 (Q ≥ 10000) 20 ⁽³⁾	4 (Q < 100) ⁽¹⁴⁾ 3 (100 ≤ Q < 1000) 2 (103 ≤ Q < 10000) 1 (Q ≥ 10000)	105 (Q < 100) ⁽¹⁴⁾ 104 (100 ≤ Q < 1000) 104 (1000 ≤ Q < 10000) 103 (Q ≥ 10000)
SC	–	60	–	10 ⁽¹²⁾⁽¹⁵⁾	4 ⁽¹²⁾⁽¹⁶⁾	–
BRASIL	–	120 ⁽⁴⁾	–	20 ⁽³⁾⁽⁴⁾⁽¹⁰⁾⁽¹⁷⁾	–	–

Fonte: Moraes e Santos (2019)

Legenda: 1. Valor Máximo Diário, 2. Média Aritmética Mensal, 3. Nitrogênio Amoniacal, 4. Para efluentes sanitários (domésticos), 5. Para efluentes de Lagoas de Estabilização, 6. Somente para pH abaixo de 8 (Resolução Coema nº 02/2017), 7. Variável de acordo com a Carga Orgânica diária bruta (kg/dia), 8. Variável de acordo com classes de enquadramento do corpo d'água receptor, 9. De acordo com o Tipo de Indústria, 10. O padrão para Nitrogênio Amoniacal não é exigível para Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários e deve atender ao padrão da classe de enquadramento do corpo receptor, 11. Para Indústria Têxtil, 12. Lançamentos em Corpos Hídricos contribuintes de lagoas ou lagunas ou estuários, 13. Para Indústrias de Laticínios, 14. Variável de acordo com a Vazão diária (m^3 /dia), 15. Nitrogênio Total, 16. A legislação prevê eficiência mínima de remoção de 75%, 17. Para efluentes industriais, 18. Para efluentes advindos de lavagem de filtro de ETA, 19. Para lançamento indireto de efluentes (em sistema coletor das operadoras de serviços de esgoto).

De acordo com o estudo realizado por Moraes e Santos (2019), constata-se que, para o parâmetro DQO, as legislações estaduais empregam valores diferentes entre si. Além disso, a legislação federal não apresenta um valor máximo a ser cumprido, aumentando a autonomia dos estados e possibilitando que estes adotem padrões que se adequem mais ao seu contexto ambiental e econômico.

Em relação ao parâmetro de sólidos suspensos totais (SST), há uma variação de valores fixados, possivelmente por não existir uma concentração limite na legislação federal. Apenas seis estados brasileiros adotam esse parâmetro para verificação em caso de lançamento de efluentes, sendo comum a concentração limite de 100 mgSST/L.

Sobre os nutrientes, o parâmetro nitrogênio total é solicitado no Rio de Janeiro, no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina, sendo a concentração máxima de 10 mgN/L a mais utilizada. O estado do Rio Grande do Sul utiliza a variação da carga poluidora de nitrogênio total como padrão de lançamento, mas também adota a concentração de 20 mg-N/L como valor limite de nitrogênio amoniacal nos efluentes. Deste modo, além do atendimento à eficiência mínima fixada para remoção de nitrogênio total, deve ser atendido, concomitantemente, o limite máximo de 20 mg/L para nitrogênio amoniacal, para qualquer vazão de lançamento.

O nitrogênio amoniacal é utilizado por nove estados, sendo 5 mg-N/L e 20 mg-N/L as concentrações mais representativas, sendo mais adotado pelos estados do que o parâmetro de nitrogênio total. Isso pode ser explicado pelo maior efeito nocivo da amônia no meio ambiente, principalmente em sua forma não ionizada (NH_3).

Para o parâmetro DBO, a maioria dos estados utilizam valores mais restritivos do que os valores apresentados pela Resolução Conama nº 430 de 2011, com destaque para os estados de Pernambuco, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul, que são flexíveis, adotando valores que variam de acordo com a vazão ou carga do poluente e não em relação à concentração.

3.2 Lagoas de estabilização

Os sistemas de lagoas de estabilização apresentam simplicidade para o tratamento de esgoto, variando conforme a operação e requisito de área, sendo os mais utilizados: lagoa anaeróbia, lagoa aerada, lagoa facultativa e lagoa de maturação (MARAIS, 1966; VON SPERLING, 2002). Essa classificação se deve ao tipo de

atividade metabólica presente na degradação da matéria orgânica (FERREIRA, GIORDANO, RITTER, 2003).

As lagoas de estabilização procuram reproduzir os fenômenos naturais, ou seja, sem a utilização de mecanismos artificiais (aeradores mecânicos, difusores), que por vezes se tornam necessários. Assim, de forma natural, o oxigênio é introduzido pela reaeração atmosférica e pela produção fotossintética realizada pelas algas (HOSETTI, FROST, 1995; GRAY, 2004; MAHMOOD, PERVEZ, ZEB, 2013)

O princípio básico de funcionamento de um sistema de lagoas de estabilização é a redução de concentrações de matéria orgânica carbonácea, por via metabólica, dos microrganismos presentes no meio líquido (JORDÃO, PESSÔA, 2014), e a remoção de patógenos nos estágios finais do processo de tratamento (AMAHMID, ASMAMA, BOUHOUM, 2002), como é o caso da lagoa de maturação ou polimento.

Kellner e Pires (2000) asseguram que os valores das concentrações de oxigênio variam de acordo com as condições climáticas do local, da intensidade de luz solar, do tempo de luminosidade recebida, velocidade e direção dos ventos e de outros fatores climáticos.

Von Sperling (2002) classifica as lagoas em primárias e secundárias, em que a primeira corresponde ao tratamento do esgoto bruto, recebendo a maior carga orgânica, enquanto as secundárias recebem seu afluente de uma unidade de tratamento anterior.

Devido a fatores como baixo custo de implantação e operação, clima favorável, simplicidade na construção, operação e manutenção, disponibilidade de área, entre outros (MARA, 2008; JAIL et al., 2010), apontam o sistema de lagoas de estabilização como um dos tipos de tratamento de esgoto mais utilizados no Brasil.

Entretanto, o efluente desse tipo de tratamento apresenta dificuldade em atender aos padrões restritivos de lançamento que constam na Resolução CONAMA N^o 430 de 2011 e no Decreto N^o 8468 do estado de São Paulo.

Dentre as desvantagens podem ser citadas: ineficiência na retirada de nutrientes, exalação de maus odores nas lagoas anaeróbias, necessidade de disponibilidade de grandes áreas e alta concentração de algas no efluente final (MARA, SPEARMAN, 1998; ARCHER, MARA, 2003; TILLEY et al., 2014).

Queiroz (2001) enfatiza que as lagoas de estabilização passaram a ter seu uso limitado em função da presença frequente e substancial de sólidos suspensos (SS) em seus efluentes, que pode provocar consequências indesejáveis no corpo receptor, como o aumento na demanda de oxigênio, ou, no caso do reuso de água (direto ou indireto), o

surgimento de problemas de cor, odor e sabor na água.

Para Middlebrooks (1995) e Oliveira (1996), a exigência de padrões de qualidade de efluentes cada vez mais restritivos em vários locais no mundo impõe a necessidade de pós-tratamento no efluente de lagoas de estabilização facultativas, principalmente no que diz respeito à remoção de nutrientes e de algas.

A baixa eficiência com relação à remoção de nutrientes e a presença de algas nos efluentes provenientes de lagoas de estabilização, que além de contribuir como fonte de matéria orgânica também é fonte de nitrogênio e fósforo na forma orgânica, prejudicam a qualidade do efluente não atendo aos padrões de lançamento nos corpos receptores (FABRETI, 2006).

Analisando o efeito nocivo de algas presentes nos efluentes de lagoas de estabilização, Carvalho, Araújo e Gomes (2006) ressaltam que elas fornecem o oxigênio para as bactérias degradarem a matéria orgânica, mas quando o efluente sai do sistema de tratamento, as algas tornam-se um inconveniente podendo demandar oxigênio dos corpos receptores e causar a eutrofização dos corpos aquáticos.

Ainda de acordo com Fabreti (2006), a maioria dos problemas de qualidade dos efluentes das lagoas fotossintéticas está relacionada com o crescimento da biomassa algal.

As lagoas de estabilização podem ser associadas entre os tipos citados, em diferentes arranjos e números, para que possam operar em série e/ou paralelamente. Em virtude de critérios como simplicidade operacional e requisitos de área, as lagoas de estabilização podem apresentar as seguintes variações:

- Lagoa facultativa;
- Lagoa facultativa aerada;
- Lagoa aerada de mistura completa seguida de lagoa de decantação;
- Lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa.

O último sistema citado, também conhecido por sistema australiano, é composto por tratamento preliminar, lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação. Por ser objeto de estudo deste trabalho, o sistema de lagoas de estabilização, formado por lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa, será explicado a seguir.

3.2.1 Lagoa Anaeróbia

Esse tipo de lagoa consiste em escavações profundas, variando de 3 a 5 metros,

e com capacidade de retenção de esgoto durante um período de 2 a 5 dias, o que garante a anaerobiose, pois apenas uma fina camada superficial possibilita a passagem da luz e a sobrevivência de algas (MARA, SPEARMAN, 1998; PEÑA, MARA, 2004; VON SPERLING, CHERNICHARO, 2005; NOYOLA et al., 2012; JORDÃO, PESSOA, 2014).

A lagoa anaeróbia pode trabalhar em diferentes temperaturas, conseguindo atingir cerca de 40% de remoção de DBO a 10°C, 60% a 20°C e mais de 70% a 25°C. Em climas quentes esta lagoa tem a melhor eficiência, porém sempre deve-se ter alguma forma de manutenção da lagoa para conseguir altas eficiências (PEÑA, MARA, 2004; MARA, 2008).

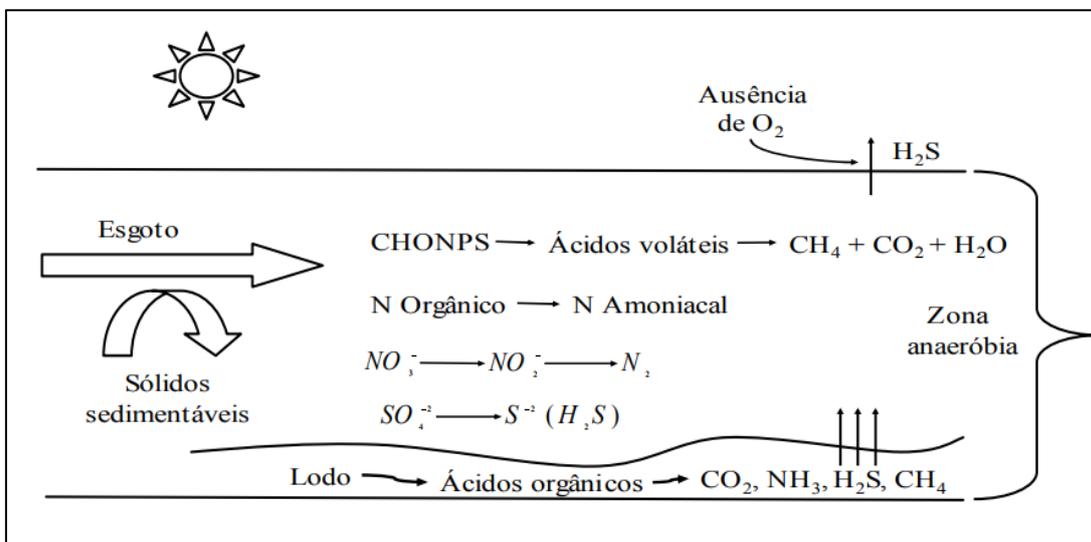
Nesse processo, bactérias facultativas convertem a matéria orgânica em ácidos voláteis, como o ácido acético e, em seguida, bactérias anaeróbias a convertem em metano e gás carbônico. O nitrogênio orgânico é convertido a nitrogênio amoniacal, o nitrato reduzido a N₂ gasoso e os fosfatos orgânicos a ortofosfatos.

As maiores desvantagens da lagoa anaeróbia são a possível geração de maus odores e a necessidade de remoção mais frequente do lodo de fundo, quando comparadas com a lagoa facultativa. Caso o sistema esteja bem equilibrado e projetado com as cargas orgânicas adequadas, emissões de odores não devem ocorrer, mas é importante mencionar que eventuais problemas operacionais podem conduzir à liberação de gás sulfídrico (H₂S), responsável por odores fétidos, esgoto com valores baixos de pH também pode induzir a problemas de maus odores (VON SPERLING, 2002).

É importante garantir a distribuição das entradas e das saídas do esgoto, dificultando-se o surgimento de caminhos preferenciais. O rebaixo adicional do fundo da lagoa até a ¼ do seu comprimento proporciona um ganho de volume para acúmulo de lodo, e a inclinação dos taludes dependerá de estudos geotécnicos preliminarmente realizados.

O processo de funcionamento de uma lagoa anaeróbia é representado na Figura 1.

Figura 1. Transformações Bioquímicas em Lagoas Anaeróbias.



Fonte: von Sperling (2002)

O principal objetivo da lagoa anaeróbia é a redução da carga orgânica do esgoto bruto, visando à diminuição da área da lagoa que será posteriormente utilizada no processo de tratamento, a facultativa. Dessa forma, os microrganismos facultativos, na ausência de oxigênio dissolvido, transformam compostos orgânicos complexos em substâncias e compostos mais simples, principalmente ácidos orgânicos. A produção de ácidos ocorre pela ação de bactérias acidogênicas, enquanto que a formação de metano decorre das *arqueas* metanogênicas (VON SPERLING, 2002).

As reações envolvidas no tratamento biológico pela via anaeróbia geram menos energia que aquelas envolvidas no tratamento aeróbio, por isso as taxas de reprodução dos microrganismos também são mais lentas, implicando eficiência de remoção de matéria orgânica na ordem de 50 a 70% (DIAS, 2012), tendo maior eficiência no verão, com temperaturas acima de 15 °C, em virtude da atividade biológica (VON SPERLING, 2002).

Ainda segundo von Sperling (2002), uma considerável economia de área da lagoa facultativa é proporcionada pela remoção de DBO na lagoa anaeróbia, o que possibilita a utilização de uma área menor, algo em torno de 45 a 70%, em relação ao uso de uma única lagoa facultativa.

Considerando-se que a lagoa anaeróbia pode ser utilizada na primeira fase de um processo de tratamento de águas residuárias domésticas e industriais (YÁNEZ, 1993), sua utilização apresenta alguns aspectos favoráveis e outros desfavoráveis, os quais serão discriminados a seguir.

Aspectos favoráveis:

- Baixo custo, em virtude de menor área exigida para sua utilização;
- São destinadas principalmente para o tratamento de efluentes de alta concentração;
- Apresentam êxito comprovado no tratamento de variados efluentes industriais biodegradáveis.

Aspectos desfavoráveis:

- Grande sensibilidade à variação de indicadores operacionais e ambientais, como temperatura e pH que resulta em uma diminuição da eficiência com um efluente de baixa qualidade;
- Aspecto desagradável do acúmulo de espuma na superfície da lagoa;
- Por conter uma grande quantidade de cor e matéria orgânica, o efluente ainda necessitará de um tratamento secundário;
- Necessidade de estar localizada a uma considerável distância da área urbana, em virtude do mau odor liberado no processo.

No Quadro 5 estão apresentados os principais parâmetros exigidos para um projeto de lagoa anaeróbia.

Quadro 5. Parâmetros de projeto de lagoa anaeróbia

PARÂMETRO	FAIXA DE VARIAÇÃO
Tempo de detenção hidráulico (dia)	3 a 6
Taxa de Aplicação Volumétrica (kg DBO/m ³ .dia)	0,10 a 0,35
Profundidade (m)	3,0 a 5,0
Relação L/B (comprimento/largura) usual	1 a 3
Taxa de acúmulo de lodo (m ³ /hab.ano)	0,01 a 0,04

Fonte: von Sperling (2002)

Portanto, na lagoa anaeróbia ocorre à ausência de oxigênio na totalidade da coluna de líquido, o que representa uma forma alternativa de tratamento em condições estritamente anaeróbias e, geralmente responsáveis pelo tratamento primário dos efluentes. Sua função principal é a degradação da matéria orgânica (DBO e DQO), envolvendo a participação de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias.

3.2.2 Lagoa Facultativa

A lagoa facultativa é, provavelmente, a mais simples em termos de operação. Seu processo ocorre por meio da retenção dos esgotos domésticos ou industriais por um período de tempo suficiente para que os processos de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam.

Ao contrário da lagoa anaeróbia, a lagoa facultativa apresenta profundidades entre 1,5 a 2,0 m, porém, com área superficial maior que a da lagoa anaeróbia e apresentam tempo de detenção hidráulica entre 15 a 35 dias (CETESB, 1986). Caracteriza-se por um sistema simples dentre os sistemas de lagoas de estabilização, sendo bastante comum e opera com cargas orgânicas menores que as utilizadas na lagoa anaeróbia (VON SPERLING, 2017; SOUSA, 1994).

Seu funcionamento consiste na deposição dos sólidos sedimentáveis no fundo, proporcionando uma decomposição anaeróbia e a matéria orgânica solúvel, presente na massa líquida, sofre decomposição aeróbia por microrganismos heterotróficos, que se utilizam do oxigênio gerado pela ventilação superficial e pela fotossíntese de algas.

O ciclo da simbiose desse processo é concluído pelo gás carbônico, que resulta da decomposição da matéria orgânica e é utilizado como matéria prima para o processo fotossintético. A lagoa facultativa pode propiciar eficiência na remoção de DBO, superior a 80%, quando em condições normais de funcionamento e operação.

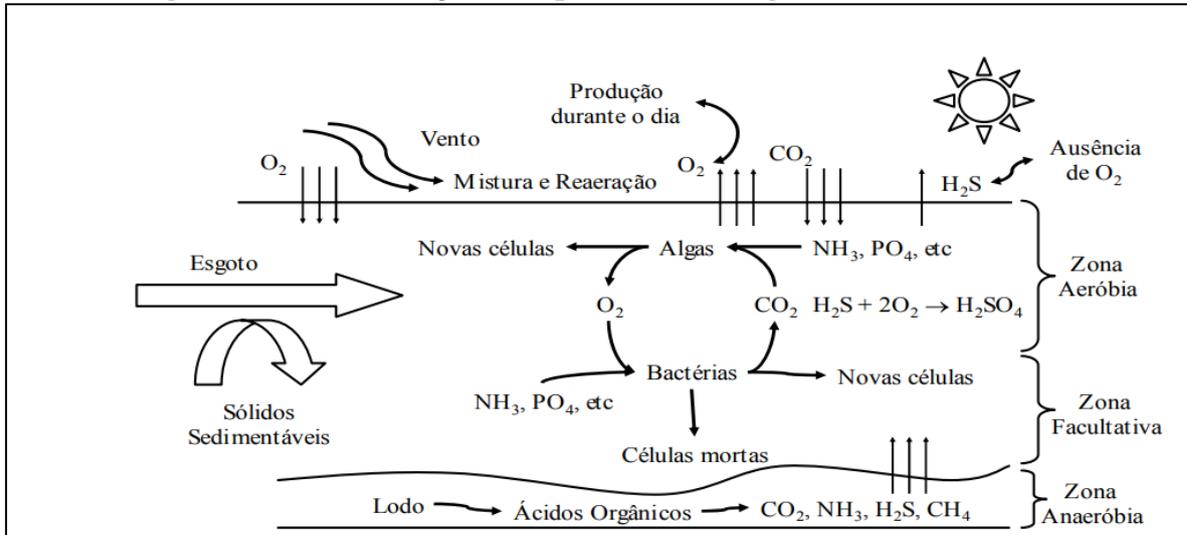
Neste tipo de lagoa, a decomposição de matéria orgânica por microrganismos heterotróficos é facilitada pela penetração da luz e a consequente produção de oxigênio no processo de fotossíntese, em decorrência da pouca profundidade que a caracteriza, sendo que a ação dos ventos na sua superfície também auxilia no processo de oxigenação, o que implica na necessidade da existência de uma área livre no seu entorno.

Uma parte dos elementos, após sedimentarem-se no fundo da lagoa facultativa, entra em decomposição anaeróbia.

O termo facultativo advém do fato de existirem nessa lagoa dois ambientes, um aeróbio na superfície e outro anaeróbio no fundo. Nessa lagoa é estabelecida a relação de mutualismo entre algas e bactérias, sendo a fotossíntese a principal fonte de oxigênio para oxidação da matéria orgânica.

Os principais processos e mecanismos que ocorrem em uma lagoa facultativa estão representados na Figura 2.

Figura 2. Transformações Bioquímicas em Lagoas Facultativas.



Fonte: von Sperling (2002)

Apesar das variadas propostas teóricas que tratam do dimensionamento de lagoa facultativa, é preciso considerar que muitas dessas lagoas, além de experimentais, provêm de diversas regiões dos Estados Unidos, África do Sul e Austrália. Tal consideração acaba por apresentar resultados diferentes, tornando-se necessário o uso de critérios baseados nos aspectos locais.

Com relação a climas tropicais, uma adaptação da fórmula de McGarry, Pescod (1970) sugere taxas de aplicação superficial específica para lagoas facultativas primárias e secundárias, conforme equações (1) e (2), respectivamente.

Taxa de aplicação superficial limite de DBO (λL) para Lagoas Facultativas Primárias:

$$\lambda L = 20 \times T - 60 \quad (1)$$

λL : Taxa de aplicação superficial limite de DBO para Lagoas Facultativas Primárias (kgDBO/ha.dia)

T: Temperatura média do ar do mês mais frio do ano ($^{\circ}C$)

Taxa de aplicação superficial limite de DBO (λL) para Lagoas Facultativas Secundárias:

$$\lambda L = 14 \times T - 42 \quad (2)$$

λL : Taxa de aplicação superficial limite de DBO para Lagoas Facultativas Secundárias

(kgDBO/ha.dia)

T: Temperatura média do ar do mês mais frio do ano (°C)

Segundo von Sperling (2002), as lagoas facultativas são caracterizadas por possuírem três zonas:

- Zona anaeróbia: matéria orgânica em suspensão - DBO particulada tende a sedimentar, constituindo um lodo no fundo da lagoa. Este lodo sofre processo de decomposição, sendo convertido lentamente em gás carbônico, água, metano e outros.
- Zona aeróbia: a matéria orgânica dissolvida - DBO solúvel – não sedimenta, permanecendo dispersa no meio líquido próxima à superfície. Nesta zona, a matéria orgânica é oxidada por meio da respiração aeróbia e, portanto, há necessidade de oxigênio, o qual é suprido ao meio pela fotossíntese realizada pelas algas.
- Zona facultativa: há presença de bactérias anaeróbias e aeróbias responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Na ausência de oxigênio livre, são utilizados outros receptores de elétrons, como nitratos e sulfatos. Nesta zona pode ocorrer presença ou ausência de oxigênio.

A lagoa facultativa primária tem profundidade típica de 1,80 m e, por esse sistema não conter lagoa anaeróbia, é possível acrescentar um rebaixo de 0,5 m no quarto inicial do comprimento, que será destinado ao acúmulo de lodo. Embora os limites sejam variáveis, a relação de comprimento/largura fica entre 3/1 e 5/1. A lagoa facultativa secundária apresenta profundidade padrão de 1,5 m

A lagoa facultativa pode ou não ser precedida de lagoa anaeróbia, que proporciona um alívio de carga, e sucedida de lagoa de maturação, cujo principal objetivo é aumentar o grau de desinfecção dos esgotos.

Por necessitarem de energia luminosa para se desenvolverem, a maior parte das algas se encontra na superfície da lagoa, e conforme ocorre à diminuição da intensidade luminosa com o aumento da profundidade, a concentração de algas também diminui.

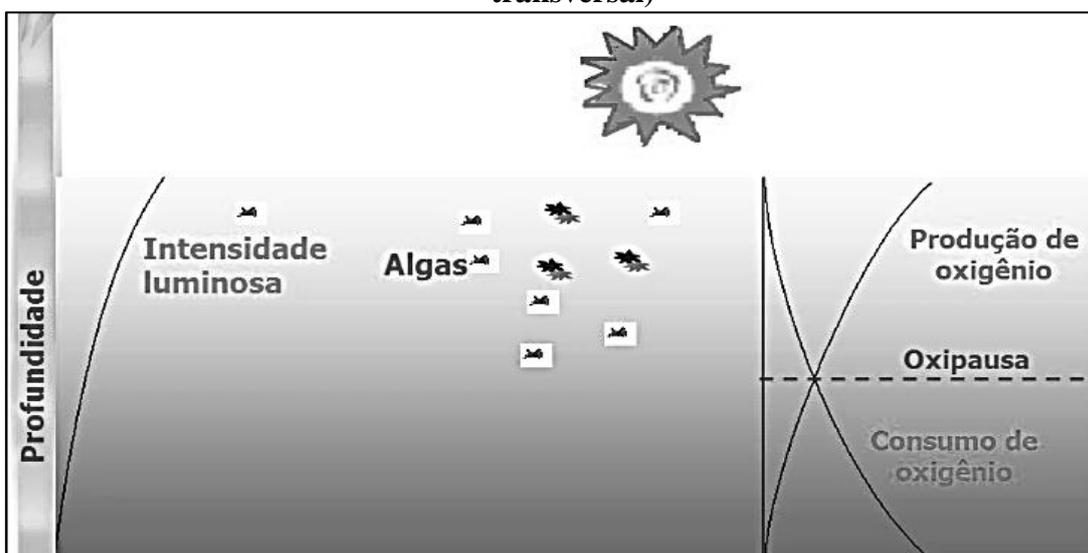
De acordo com von Sperling (2002), a geração de oxigênio pelas algas se iguala ao consumo de oxigênio pelas mesmas e por microrganismos decompositores em determinado ponto ao longo da profundidade da lagoa, denominado de oxipausa.

Acima desse ponto há condições aeróbias e, abaixo dele, há a predominância de condições anaeróbias ou anóxicas. Em função da variabilidade da fotossíntese, o nível

da oxipausa varia no decorrer do dia, sendo que durante o dia ela se aprofunda e no período noturno se eleva.

A variação de profundidade da zona aeróbia depende de dois aspectos: as condições de carga da lagoa e o período do dia, ou seja, lagoa facultativa com maior carga de DBO apresenta uma tendência a maior zona anaeróbia, que pode atingir sua totalidade durante o período noturno. A divisão entre produção de oxigênio e consumo de oxigênio na lagoa facultativa está apresentada na Figura 3.

Figura 3. Algas, energia luminosa e oxigênio em uma lagoa facultativa (seção transversal)



Fonte: von Sperling (2002)

Os principais parâmetros de projeto para uma lagoa facultativa estão representados no Quadro 6.

Quadro 6. Principais parâmetros de projeto das lagoas facultativas.

PARÂMETRO	FAIXA DE VARIAÇÃO
Tempo de Detenção hidráulico (dia)	15 a 45
Taxa de aplicação superficial (kg DBO/hab.dia)	100 a 350
Profundidade H (m)	1,5 a 2,0
Relação L/B (comprimento/largura) usual	2 a 4
Taxa de acúmulo de lodo (m ³ /hab.ano)	0,03 a 0,08

Fonte: von Sperling (2002)

3.2.3 Lagoa de Maturação

A lagoa de maturação ou polimento é dimensionada para complementar o tratamento biológico, tanto em um uso subsequente a uma série de lagoas, quanto em outros sistemas de tratamento, como lodo ativado e reatores biológicos. Esta lagoa objetiva principalmente a desinfecção do efluente das lagoas de estabilização, apresentando profundidades entre 0,8 e 1,20 m, as quais permitem a eficaz ação dos raios ultravioleta sobre os organismos presentes em toda a coluna d'água. É aconselhável que a lagoa de maturação possua profundidade entre 1,0 e 1,5 metros (SILVA, MARA, 1979).

Para Azevedo Neto et al., (1975) a profundidade da lagoa de maturação deve estar entre 0,6 a 0,9 m. Já para Ramalho (1977) a profundidade desta lagoa deve ser de 0,5 a 1,5 metros.

Segundo von Sperling (2002), o sistema de lagoa de maturação pode alcançar eficiência elevada na remoção de coliformes (>99%), cumprindo os critérios de legislação. No polimento da matéria orgânica remanescente, a lagoa de maturação apresenta remoção expressa em termos de DBO e DQO inferior a 25% (SILVA, 2006). Esta remoção vai decrescendo ao longo de lagoas de maturação em série (PASSOS, 2012).

A lagoa de maturação é destinada a receber um afluente cuja DBO esteja praticamente estabilizada, com o oxigênio dissolvido em toda a massa líquida. A taxa de aplicação deve ser até 50 kgDBO/hab.dia e o conjunto de lagoas de maturação deve ter TDH acima de 10 dias.

Na lagoa de maturação ocorrem predominantemente processos aeróbios em virtude da remoção da carga orgânica ocorrida nos sistemas de tratamentos anteriores, o que reduz a disponibilidade de alimento aos microrganismos e a consequente utilização de oxigênio dissolvido.

A lagoa de maturação é utilizada em estações de tratamento de esgoto, principalmente para remoção de organismos patogênicos e nutrientes. Esse processo depende da exposição dos patógenos à luz solar sendo que a profundidade da lagoa tem grande importância para que a penetração dos raios solares atinja toda a coluna d'água (MAYNARD, OUKI, WILLIAMS, 1999; CASTILHOS et al., 2009).

Em todos os sistemas biológicos de tratamento de esgoto, são as bactérias que realizam o processo de reciclagem dos elementos, entretanto, as algas também exercem

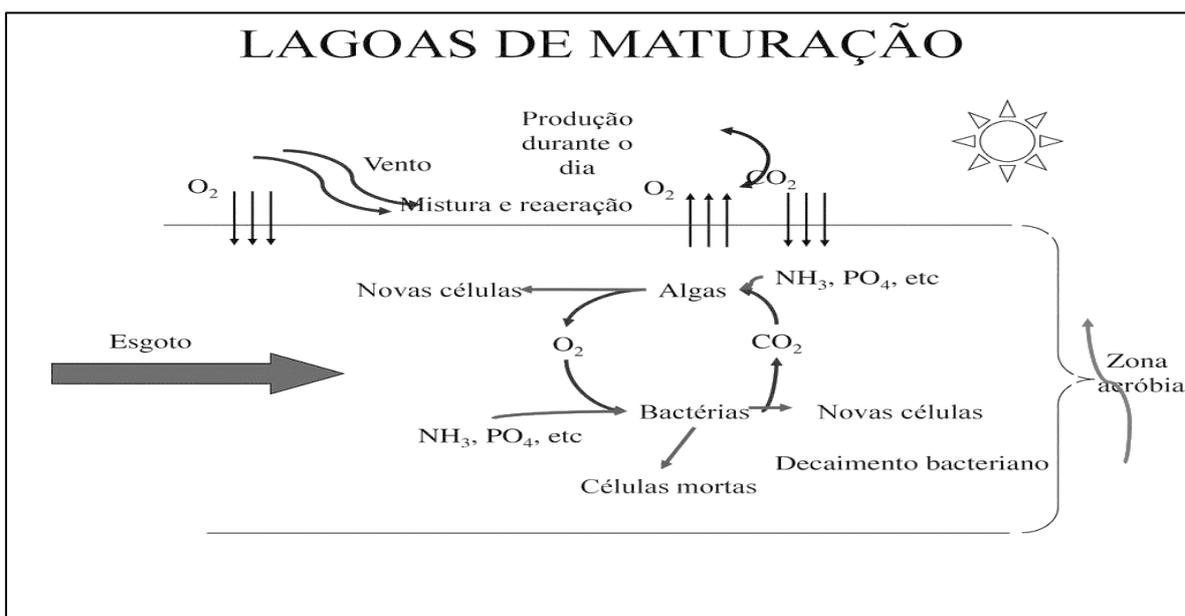
papel fundamental como a produção de oxigênio pela fotossíntese que é utilizado pelas bactérias na decomposição da matéria orgânica e a remoção de nutrientes, tais como nitrogênio, fósforo e carbono (VON SPERLING, 2002).

O efeito bactericida na lagoa de maturação se deve a vários fatores naturais, como a radiação solar ultravioleta, sedimentação, variações de temperatura e de pH, toxinas liberadas por alguns microrganismos e predadores, configurando a desinfecção do efluente promovida na lagoa em uma alternativa bastante econômica, substituindo métodos tradicionais, como a cloração (VON SPERLING, 2002).

Dessa forma, para que os processos sejam eficientes e otimizados, o dimensionamento da lagoa de maturação deve obedecer a critérios de temperatura, radiação solar, pH, concentração de OD e o regime hidráulico adotado (VON SPERLING, 2002).

É importante considerar que a estratificação térmica pode influenciar negativamente a eficiência da lagoa de maturação, sendo sua principal causa o aquecimento da camada superficial devido à incidência da radiação solar. Assim, o funcionamento incorreto desse tipo de lagoa pode liberar efluentes em um corpo receptor, rio ou córrego, em concentrações superiores ao permitido pela legislação brasileira (BRASIL, 2011). Na Figura 4 estão apresentados os processos que ocorrem em uma lagoa de maturação.

Figura 4. Funcionamento de uma lagoa de maturação



Fonte: von Sperling (2002)

Portanto, a lagoa de maturação, também denominada de lagoa de polimento, situa-se após um sistema de tratamento de efluentes, sendo que é importante destacar que o termo 'polimento' está relacionado à função de polimento de efluentes de estações de tratamento, em relação à remoção de matéria orgânica. Por outro lado, a lagoa de maturação é utilizada especificamente para remoção de organismos patogênicos (VON SPERLING, 2002).

3.3 Coagulação

O termo coagulação química abrange todas as reações e mecanismos envolvidos na desestabilização química de partículas coloidais e na formação de partículas maiores por meio da floculação (METCALF, EDDY, 2003).

A coagulação resulta de dois fenômenos: inicialmente ocorre um processo químico, que consiste nas reações do coagulante com as partículas presentes na água, proporcionando a desestabilização dessas partículas coloidais, posteriormente ocorre um processo físico, que é a agregação das partículas desestabilizadas.

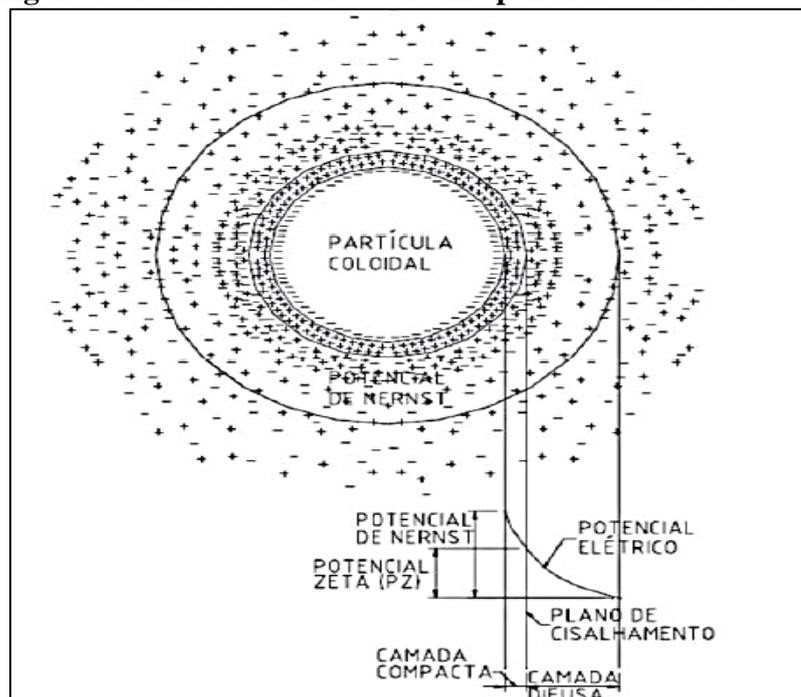
Para Nunes (2004), a etapa de coagulação ocorre por meio da agitação rápida, na qual o agente coagulante ao entrar em contato com o efluente e reagindo com a alcalinidade natural da água, possibilita a formação de hidróxidos. Estes por sua vez, produzem íons positivos em solução, que são os responsáveis pela desestabilização das cargas negativas dos colóides, o que reduz o potencial zeta a valores próximos a zero, também chamado de ponto isoelétrico.

O potencial zeta é utilizado para avaliar a estabilidade e a tendência à floculação de sistemas coloidais, sendo considerado um parâmetro importante para medir a magnitude das interações repulsivas entre as partículas coloidais.

A medida do potencial zeta corresponde à determinação da carga eletrostática superficial de pequenas partículas sólidas dispersas na água (PAVANELLI, 2001).

Na Figura 5 está ilustrada uma representação de partícula coloidal negativa, com uma nuvem de cargas positivas ao seu redor.

Figura 5. Camadas elétricas de uma partícula coloidal



Fonte: Pavanelli (2001)

No plano de cisalhamento da camada dos íons positivos, inicia-se a camada difusa, onde a concentração de íons diminui com o aumento da distância em relação à superfície da partícula (DE ASSIS, 2006).

A camada difusa resulta da atração eletrostática de contra-íons, da repulsão eletrostática de íons de carga igual à da partícula e da difusão térmica ou molecular. Em função da distribuição de cargas da partícula, ao longo da camada difusa desenvolve-se uma diferença de potencial que é responsável por manter as partículas de cargas similares afastadas, evitando a agregação das mesmas (MARGUTTI et al., 2008).

Di Bernardo (1993) afirma que a maioria dos colóides na natureza apresentam carga negativa e a magnitude dessa carga determina a estabilidade do colóide. Dessa forma, forças elétricas repulsivas atuam sobre os colóides, tendendo a manter estável a suspensão e dificultando a sedimentação das partículas coloidais (YOSHIDA, 2005; RICHTER, 2009).

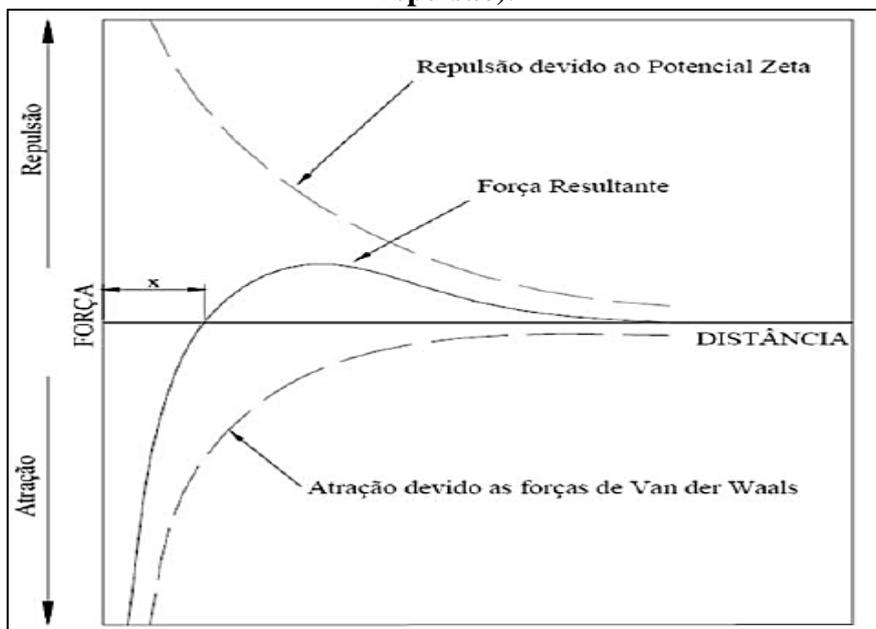
Segundo Reali e Patrizzi (2007), a coagulação e a floculação eficazes devem ser realizadas com o objetivo de permitir a formação de flocos com características adequadas, como distribuição de tamanho, carga superficial e grau de hidrofobicidade.

A coagulação produz flocos com potencial zeta próximo à neutralidade, em que as forças atrativas de Van der Waals prevalecem (EDZWALD, 2010).

Assim, as cargas superficiais eletronegativas das partículas coloidais são equilibradas, constituindo-se em uma dupla camada elétrica, na qual as forças de atração e difusão eletrostática dispersam as cargas ao redor de cada partícula, formando a camada difusa (REALI, 2005).

Em virtude do movimento browniano, que mantém as partículas coloidais em constante movimento, quando em interação, ocorre a atuação das forças de atração e repulsão, produzindo uma barreira de energia que impede a agregação entre as partículas. A Figura 6 ilustra a ação das forças de atração e repulsão respectivamente representadas pelas forças de Van der Waals e pelo potencial zeta, em que é possível constatar a predominância das forças de repulsão.

Figura 6. Gráfico de distância versus Força entre partículas coloidais (atração e repulsão).



Fonte: Pavanelli (2001)

Desse modo, a coagulação constitui-se em um processo de superação dessas barreiras de repulsão, permitindo a predominância das forças de atração e a consequente agregação das partículas coloidais, necessitando da adição de um coagulante por meio de mistura rápida, com o objetivo de desestabilização dos colóides e sólidos em suspensão para o início da formação de flocos.

As etapas e mecanismos utilizados na coagulação têm a função principal de condicionar as impurezas presentes no meio líquido, que se encontram em suspensão e

em estado coloidal, para que sejam removidas nas etapas seguintes, como a floculação, a filtração ou sedimentação (FIGUEIREDO, 2009).

Nesse processo, o efluente é condicionado para receber produtos químicos que neutralizarão as cargas das partículas presentes no meio líquido, sendo, segundo Moravia (2007), os coagulantes mais utilizados: sulfato ferroso, sulfato de alumínio, cloreto férrico, entre outros. Existem quatro diferentes mecanismos de coagulação, conforme ilustrado no Quadro 7.

Quadro 7. Mecanismos de coagulação.

Compressão da dupla camada	Apesar de não representar completamente a desestabilização de partículas coloidais - pois só considera a interação entre o coagulante e a partícula coloidal (Ferreira Filho, 2004) -, há uma diminuição da dupla camada com o aumento da densidade das cargas ao redor da partícula.
Adsorção e neutralização	Formação de espécies hidrolisadas solúveis e insolúveis com cargas opostas capazes de neutralizar e adsorver na superfície das partículas coloidais, permitindo a coagulação.
Varredura	Com adição de uma grande quantidade de coagulante, suficiente para tornar o meio líquido supersaturado, ocorre a formação de hidróxidos metálicos que, durante a precipitação, formam flocos que capturam as partículas coloidais.
Pontes interparticulares	Ocorre quando se adiciona compostos orgânicos sintéticos ou naturais (polieletrólitos), que possuem sítios ionizáveis ao longo da cadeia, que desestabilizam as partículas coloidais.

Fonte: Fabreti (2006)

Para Margutti et al., (2008), a predominância de um mecanismo de coagulação depende do valor do pH de coagulação, do coagulante usado e suas dosagens, das características de qualidade do efluente, da carga e da concentração das partículas.

Mcconhachie et al., (1999) e Molossi (2013) enfatizam que para cada coagulante existe uma zona de pH ótima, na qual ocorre o máximo de precipitação. Os sais de ferro têm algumas vantagens relativamente aos sais de alumínio, tais como a formação de flocos mais pesados e a possibilidade de utilização para uma gama de pH mais ampla.

Di Bernardo e Dantas (2005) salientam que a escolha do coagulante depende da natureza da água a tratar, do custo e da facilidade de obtenção, em termos comerciais e fiscais. Os mesmos autores também relatam que a eficácia do coagulante depende de outros fatores como, quantidade de coagulante, presença de certos íons, tempos de reações, temperatura e agitação da solução.

Com relação à quantidade de coagulante a ser aplicado em um determinado tratamento, Reynolds, Richards (1996) esclarecem que, no processo de coagulação de água de abastecimento e de esgoto, as dosagens de coagulante são usadas visando à produção dos complexos de hidróxidos metálicos positivos, sendo que os complexos em excesso continuam reagindo até que formem um hidróxido metálico insolúvel, $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Nesse processo, os colóides negativos são agregados com o precipitado; esse mecanismo de coagulação é denominado de varredura.

Para Amirtharajah, O'melia, (1990), os principais motivos e fatores que impactam o processo de coagulação são a cor, o pH, a dosagem do coagulante, a concentração de partículas coloidais, a presença de cátions e ânions na solução, o potencial zeta, a temperatura e o gradiente de velocidade utilizado na agitação do processo.

De acordo com Rasões (2008) e Molossi (2013), os coagulantes tem suas faixas ótimas de utilização no tocante ao pH do efluente. Para o sulfato de alumínio os autores indicam a faixa de 5,0 a 8,0 para o cloreto férrico de 5,0 a 11,0 e 6,0 a 8,5 para o policloreto de alumínio.

Conforme Carvalho (2008), o sulfato de alumínio é o coagulante mais utilizado, devido à excelente formação de flocos, seu baixo custo e facilidade de transporte e de manuseio.

Segundo Silva (1999), o sulfato de alumínio proporciona alta eficiência na redução de cor, turbidez, DBO e DQO. O uso do sulfato de alumínio apresenta a melhor eficácia de remoção dos sólidos na faixa de pH entre 5,5 e 8,5 (ROSALINO, 2011;

MARTINS, 2014).

O cloreto férrico é caracterizado pela maior efetividade no processo de remoção de sólidos, na faixa ácida em pH entre 4,5 e 5,5, pois neste intervalo ocorre uma maior formação de flocos (MANCUSO, SANTOS, 2003). Para Franco (2013), os sólidos suspensos na água unem-se aos complexos férricos, proporcionando a coagulação e neutralização dos sedimentos.

Silva (2005) ressalta que, apesar dos coagulantes sintéticos serem os mais utilizados no tratamento de água e esgoto, estudos apontam algumas desvantagens do uso desses coagulantes, como a geração de grande volume de lodo e problemas de saúde causados pelos sais residuais em águas e esgotos tratados.

Independente do mecanismo de coagulação, os coagulantes inorgânicos consomem a alcalinidade do meio e liberam CO_2 , o que provoca a queda do pH, que necessita ser corrigido, normalmente com o uso de cal (LIBÂNIO, 2008).

Neste contexto, a substituição dos sais inorgânicos por coagulantes naturais, como o tanino, vem se tornando uma excelente alternativa, pois estes são produtos de origem renovável, evitando os efeitos negativos advindos de sais metálicos remanescentes, geram menor quantidade de lodo, sendo estes biodegradáveis facilitando a sua disposição, além de não consumir a alcalinidade da água e não persistir no efluente tratado e no lodo gerado (PIANTÁ, 2008; KONRADT-MORAES, BERGAMASCO, 2007).

Dentre as características do tanino, Konradt-Moraes e Bergamasco (2007) e Silva (1999) descrevem que este coagulante não altera o pH da água tratada, pois não consome alcalinidade do meio, além de apresentar elevada eficiência na faixa de pH de 4.5 a 8.0, o que dispensa o uso de alcalinizantes.

Os coagulantes a base de tanino possuem ainda a habilidade de produzir flocos grandes, densos e compactos que são fortes e tem ótima característica de sedimentação (ABOULHASSAN et al., 2016).

O uso de coagulantes como sais metálicos e alguns polieletrólitos tem aumentado nos últimos anos no pós-tratamento físico-químico de esgotos sanitários, entre os quais se destacam os sais de alumínio e ferro, os quais permitem a formação de flocos por meio da precipitação conjunta do hidróxido metálico com as impurezas por ele neutralizadas. Sua utilização para polimento do efluente de lagoas de estabilização apresenta-se como uma solução rápida e de baixo custo de implantação, podendo produzir efluentes de excelente qualidade (GONÇALVES et al., 1998).

Além disso, algumas pesquisas apontam também para a eficiência no uso de coagulantes naturais, não somente na remoção de turbidez e microrganismos, como também na eliminação de algas (NDABIGENGESERE, NARASIAH, 1998; SILVA, 2012). No Quadro 8 estão apresentados os coagulantes comumente usados nos processos de tratamento de águas residuárias.

Quadro 8. Tipos de coagulantes mais utilizados no processo de coagulação de efluentes.

COAGULANTES	CARACTERÍSTICAS
Sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$)	É um material gerado a partir da bauxita, que juntamente com o ácido sulfúrico forma um produto químico usado como coagulante.
Sulfato ferroso ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)	É um sal de ferro de baixo custo produzido nas indústrias de aço.
Sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$)	Pode ser fornecido no estado sólido ou líquido. É produzido a partir do sulfato ferroso hidratado.
Cloreto férrico (FeCl_3)	É produzido pela oxidação do óxido ferroso com o ácido clorídrico, sendo usualmente fornecido na forma líquida.
Cal (CaO , $\text{Ca}(\text{OH})_2$)	Muito usada devido ao baixo custo e por causar menos problemas no desaguamento do lodo. Auxilia no ajuste do pH.
Polieletrólitos	São classificados de acordo com suas características iônicas: catiônicos (cargas positivas), aniônicos (cargas negativas) e também aqueles que possuem grupos com cargas positivas e negativas. Podem ser de origem natural ou sintética, e são mais utilizados como auxiliares de floculação do que como coagulantes.

Fonte: Fabreti (2006)

De acordo com Mierzwa e Hespanhol (2005) e Bacarin (2011), a dosagem e a condição ótima para aplicação do coagulante nos processos de coagulação e floculação, definem a eficiência do processo, uma vez que as etapas posteriores dependem desta para a formação de flocos grandes e com densidade suficiente para que ocorra a sedimentação.

Portanto, coagulação e floculação seguidas de sedimentação ou flotação são métodos confiáveis para a remoção de microalgas e outras impurezas presentes nos efluentes das lagoas de estabilização.

3.4 Floculação

A etapa de floculação consiste na formação de flocos por meio da colisão entre as impurezas da mistura, proporcionada por uma agitação relativamente lenta (REALI, SANTOS, 1996).

A floculação é a segunda etapa do processo físico-químico, na qual as partículas coloidais já desestabilizadas são colocadas em contato para que ocorra a formação dos flocos, onde a mistura se dá em etapa lenta, com gradiente de velocidade situado entre 20s^{-1} a 80s^{-1} (FARIA, 2006; BACARIN, 2011).

Na floculação ocorre a agregação de partículas neutralizadas na fase da coagulação, em que flocos são formados. Estes flocos vão aumentando de peso e tamanho permitindo a sua sedimentação pela ação da gravidade, de forma que é possível separá-los por processos como a sedimentação e filtração.

Segundo Reali, Penetra e Campos (1998), a agitação mecânica da massa líquida, de forma lenta, facilita o contato entre as partículas e os flocos e evita a destruição dos flocos já formados.

Kurniawan et al. (2006) confirmam o exposto anteriormente ao explicarem que, após a etapa de coagulação, a floculação possibilita a aglomeração das partículas desestabilizadas, por meio de agitação suave e determinado tempo de contato, permitindo que os flocos se tornem maiores e sejam removidos por meio da sedimentação, flotação ou filtração.

De acordo com Ferreira Filho (2004), a floculação é um processo físico em que as partículas coloidais são colocadas em contato umas com as outras, de modo a permitir o aumento do seu tamanho físico, alterando, assim, a sua distribuição granulométrica.

Nessa etapa de agregação entre partículas é preciso que haja uma agitação suficiente para que ocorra a colisão destas, permitindo a formação de flocos. Contudo, se houver excesso de agitação, seja na variável tempo e/ou no gradiente de velocidade, pode ocorrer a ruptura dos flocos, comprometendo a eficácia do processo.

Existem duas etapas envolvidas no processo de floculação. A primeira é a floculação pericinética, que surge da agitação térmica - movimento Browniano - e é um processo naturalmente aleatório. Está relacionada às partículas coloidais de dimensão menor a 1 μm e o movimento Browniano possibilita que aconteçam os primeiros choques. Esse fenômeno inicia após a desestabilização das partículas e dura poucos segundos, uma vez que existe um tamanho de floco limitante para além do qual o movimento Browniano tem pouco ou nenhum efeito (BRATBY, 1980; LIBANIO, 2010).

A energia potencial existente entre as partículas coloidais pode ser superada pela energia termocinética do movimento Browniano. Conforme as partículas são agregadas, a magnitude da barreira energética aumenta proporcionalmente à área do floco, de modo que, eventualmente, a floculação pericinética de tais partículas termina (BRATBY, 2016).

Na segunda fase desse processo é a floculação ortocinética que decorre de gradientes de velocidade induzidos no meio aquoso, pela passagem do líquido ao redor de defletores ou agitação mecânica dentro de um reator de floculação, pelo caminho tortuoso através de interstícios de um leito granular de filtro, pelas velocidades diferenciais de decantação em um decantador, entre outros.

A função do gradiente de velocidade em uma massa líquida é estabelecer velocidades relativas entre as partículas, proporcionando assim a oportunidade de contato (BRATBY, 2016).

A floculação ortocinética acontece a partir da introdução de energia mecânica externa que estimula a aglutinação das partículas desestabilizadas e dos flocos formados inicialmente pelo movimento Browniano, para formação de flocos mais pesados, capazes de serem removidos na sedimentação ou flotação.

Os parâmetros gradiente de velocidades e tempo de residência são determinantes na eficiência da floculação. Assim, a floculação ortocinética é o único mecanismo que pode ser otimizado na operação (LIBÂNIO, 2010). Os três mecanismos de transporte presentes no processo de floculação estão apresentados no Quadro 9.

Quadro 9. Tipos de floculação.

TIPO DE FLOCULAÇÃO	CARACTERÍSTICAS
Pericinética	Também conhecida como movimento browniano, o choque entre as partículas ocorre devido à energia térmica da água que mantém suas moléculas em constante movimento, permitindo, assim, a agitação entre as partículas e, conseqüentemente, a formação de flocos.
Ortocinética	O contato entre as partículas é favorecido pela presença de um gradiente de velocidade, que mantém o fluido em movimento.
Sedimentação diferencial	Partículas coloidais de características distintas - diâmetro, peso, sob ação da gravidade, tendem a sedimentar com velocidades diferentes, podendo colidir umas com as outras.

Fonte: Fabreti (2006).

Segundo Hendricks (2011), a intensidade da mistura lenta não deve exceder o ponto do cisalhamento dos flocos, para que parte do material não seja ressuspendido, sendo comum o uso de ensaios em equipamentos *Jar-test* para verificar as melhores condições de floculação.

A floculação é uma operação importante, que precisa ser desenvolvida e otimizada para funcionar de maneira econômica e envolve: tipo de floculante e seleção da concentração efetiva, impacto dos parâmetros do processo sobre os flocos, intensidade da mistura, tensão de cisalhamento, tempo de mistura, taxa de dosagem, concentração do floculante, local da dosagem, concentração de sólidos, tamanho das partículas e análise do desempenho nas etapas posteriores (REALI, 2005).

O processo de floculação convencional para prover a dispersão e o contato dos agentes de desestabilização usualmente é realizado em tanques de agitação mecânica, floculadores mecanizados ou em sistemas que aproveitam o fluxo hidráulico como os floculadores hidráulicos (PELLISSARI, 2006).

A floculação de efluentes domésticos é mais simples que a de tratamento de águas para abastecimento devido à maior concentração de sólidos, que facilita o contato entre as partículas e a formação de flocos.

A etapa de floculação, precedendo a sedimentação, requer maior tempo que o da coagulação para que haja eficiência na formação de flocos grandes, e exige menor gradiente de velocidade, para evitar a ruptura dos flocos formados.

3.5 Sedimentação

A sedimentação é um fenômeno físico em que as partículas suspensas apresentam movimento descendente em um meio líquido de menor massa específica, constituindo-se em um processo de separação de fases, sólido/líquido que tem como força propulsora a ação da gravidade (FERREIRA FILHO, 2004), ou seja, esta etapa consiste na separação das partículas sólidas do efluente, por meio do seu acúmulo no fundo do decantador.

Nesse processo, os efluentes passam vagarosamente através de decantadores que podem ser circulares ou retangulares, permitindo que os sólidos em suspensão, que apresentam densidade maior que a do líquido circundante, sedimentem gradualmente no fundo do decantador (REALI, PENETRA, CAMPOS, 1998).

Segundo von Sperling (2016), a teoria da sedimentação baseia-se no fato de que partículas suspensas em um meio líquido em repouso e de menor massa específica serão afetadas pela ação da gravidade até que as forças de resistência viscosa e de deformação do líquido sejam iguais à resultante do peso específico das partículas.

A partir daí a sua velocidade descendente será constante, a qual é também conhecida como velocidade de sedimentação, que depende das dimensões e forma das partículas e sua massa específica. A concentração de partículas, as interações físico-químicas entre elas e o fluxo de efluente influenciam na eficiência da sedimentação.

Filho, Giordano e Santos (2005) destacam que existem quatro principais processos de sedimentação para partículas suspensas em um fluido: sedimentação discreta, floculenta, zonal e sedimentação por compressão.

- Sedimentação discreta: Em suspensões com baixa concentração de sólidos, as partículas sedimentam de maneira individualizada, mantendo as mesmas características físicas da suspensão como tamanho e densidade, sem agregação entre elas. É o processo de sedimentação de partículas não floculentas, cujas

características, dimensão e velocidade da mesma não se alteram ao longo do processo. Por exemplo, a sedimentação característica de caixas de remoção de areia.

- Sedimentação floculenta: quando os sólidos apresentam uma interação entre si, ocorre a sedimentação floculenta, caracterizada por um aumento gradual da velocidade de sedimentação do corpo em suspensão. Este fenômeno acontece porque os sólidos aumentam a sua massa devido às interações entre as partículas, levando a uma queda acelerada. Esse processo é tanto mais acelerado, quanto mais densa for a distribuição das partículas em suspensão. Durante o processo ocorrem colisões entre as partículas coloidais, formando agregados maiores e com velocidade de sedimentação variável. São exemplos de sedimentação floculenta a sedimentação que ocorre na parte superior de decantadores secundários de ETEs e dos decantadores de ETA.
- Sedimentação zonal: ocorre quando as partículas sedimentam como uma massa única, principalmente quando ocorre uma elevada concentração de sólidos suspensos, na qual se observa uma nítida interface de separação entre a fase sólida e a líquida. Alguns métodos são aplicados para determinar a velocidade de sedimentação da interface sólido-líquido em modelos de sedimentação zonal. É também denominada de ‘sedimentação impedida’, em que a interação entre partículas é muito significativa, pois, devido à alta concentração de sólidos, as mesmas tendem a sedimentar como um bloco. Por exemplo, a sedimentação típica da parte inferior de decantadores de ETEs.
- Sedimentação por compressão: quando a concentração de sólidos é muito elevada, a sedimentação pode ocorrer apenas por compressão da estrutura das partículas. Isso acontece devido ao peso das partículas, em que a água é removida da matriz dos flocos, diminuindo seu volume. Por exemplo, a sedimentação típica em adensadores de lodo.

As principais variáveis de controle de um decantador são a taxa de escoamento superficial e o tempo de retenção hidráulica. Os decantadores podem ser classificados como convencionais ou de taxa alta, sendo estes últimos também conhecidos como lamelares.

Os decantadores lamelares possuem dispositivos em seu interior, como placas paralelas, módulos tubulares ou colmeias que funcionam como se fossem fundos múltiplos, de forma que, para uma mesma taxa de escoamento superficial, a área

ocupada pelo decantador lamelar é substancialmente inferior à ocupada pelo decantador convencional. O Quadro 10 apresenta as principais características dos decantadores.

Quadro 10. Decantadores e características.

CARACTERÍSTICAS	DECANTADOR CONVENCIONAL	DECANTADOR DE ALTA TAXA
Taxa de escoamento superficial	20 a 60 m ³ /m ² .dia	60 a 120 m ³ /m ² .dia
Altura do decantador	3 a 5 m	4 a 6 m
Relação L/B	>4	> 2
Taxa de escoamento linear (vertedor)	< 1,8 L/m.s	< 1,8 L/m.s

Fonte: Ferreira Filho (2004)

Constituindo-se em uma das etapas dos processos físico-químicos, a sedimentação deve ser aplicada conforme as características de cada efluente e de cada tipo de tratamento, sendo que, no caso dos processos que gerem lodos orgânicos, deve-se evitar a permanência exagerada destes no fundo dos decantadores para reduzir a sua anaerobiose e a conseqüente formação de gases que causam a flutuação de aglomerados de lodo (FERREIRA FILHO, 2004).

Após o processo de sedimentação, posterior às etapas de coagulação e floculação, conseqüentemente existe a necessidade de providenciar uma finalidade adequada ao lodo gerado no processo.

3.6 Pós-tratamento físico-químico de efluente

Entre os principais problemas enfrentados em estações de tratamento de esgoto (ETE) providas de sistemas de tratamento por meio de lagoas de estabilização, destaca-se o de produção de microalgas.

No Brasil, são ainda restritas as experiências realizadas no equacionamento dos problemas concernentes às microalgas de estações de tratamento de efluentes. Grande parte dessas microalgas ainda são lançadas em corpos hídricos e poucas estações têm se atentado a essa problemática.

Devido à presença de quantidade considerável de microalgas e a dificuldade de

remoção de nutrientes, o efluente de lagoas de estabilização pode não se enquadrar nos padrões exigidos pela legislação que trata e regulamenta essa questão, federal e estadual (PAVANELLI, PIRES, 2019).

Como as concentrações de sólidos em suspensão e de matéria orgânica biodegradável no efluente de lagoas facultativas são ainda elevadas, tornam-se necessários mais estudos que possam ampliar o entendimento dessa problemática, culminando na identificação de métodos cada vez mais eficazes de pós-tratamento de efluentes.

O lançamento de efluente contendo nitrogênio e fósforo é bastante prejudicial, principalmente em lagos e lagoas, pois são os nutrientes essenciais ao desenvolvimento de microalgas, ou seja, estes são, dentre outras substâncias, os responsáveis pela eutrofização das águas naturais.

O fator limitante para a eutrofização desses corpos hídricos é a quantidade de fósforo, pois certas algas são capazes de fixar o nitrogênio atmosférico, caso este não esteja disponível no meio aquático (SALAS, MARTINO, 1991; VON SPERLING, 1995; PIVELI, 2004). As únicas fontes de fósforo seriam por meio do lançamento de esgoto doméstico, industrial e a poluição difusa que é proveniente do escoamento superficial causado pela chuva.

Desta forma, grande parte dos problemas de qualidade dos efluentes das lagoas de estabilização está relacionado ao crescimento de microalgas, sendo comum a maior concentração de sólidos em suspensão no efluente gerado em lagoa facultativa.

Diante dessa constatação, e visando atender aos padrões estabelecidos, faz-se necessário o desenvolvimento e implantação de tecnologias de pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização. As tecnologias de pós-tratamento de efluentes possuem diferentes custos e níveis de sofisticação e estão tipificadas no Quadro 11.

Quadro 11. Resumo das principais tecnologias aplicadas no polimento do efluente de lagoas.

TECNOLOGIA	FUNÇÃO	TAXA APLICAÇÃO (m ³ /m ² .d)	EFLUENTE (mg/L)		
			SS	DBO	DQO
Filtro de pedra submerso	Remove algas	0,8	37	30	-

Continua

Quadro 11. Resumo das principais tecnologias aplicadas no polimento do efluente de lagoas.

Conclusão

TECNOLOGIA	FUNÇÃO	TAXA APLICAÇÃO (m ³ /m ² .d)	EFLUENTE (mg/L)		
			SS	DBO	DQO
Micropeneiras	Remove algas	60 a 120	<30	<30	-
Microfiltração	Remove 100% das algas e <i>S. faecalis</i>	-	-	-	-
Lagoa terciária (maturação)	Remove coliformes	-	96	-	153
Escoamento superficial em gramíneas	Remove algas e nitrifica	0,013	5,5	3,5	-
Processo PETRO	Remove algas e nitrifica	-	23	-	96
Biofiltro aerado submerso	Remove algas e nitrifica	45,6	31	-	85
Processo físico-químico	Remove algas e fósforo	75	30,5	-	59

Fonte: Oliveira, Gonçalves (1999).

Um estudo realizado na Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Lins – SP por Fabreti, Léo e Piveli (2006) evidenciou que o efluente das lagoas de estabilização analisado apresentou considerável quantidade de algas, bactérias patogênicas, ovos de helmintos e *Escherichia coli*.

Com relação aos aspectos químicos, a concentração de nitrogênio na forma orgânica e amoniacal, a carga orgânica residual de matéria orgânica biodegradável, a concentração de fósforo total e ortofosfatos estavam também elevados, no tocante aos limites permitidos pela legislação pertinente.

Ao aplicar pós-tratamento físico-químico empregando-se 20 mg/L sulfato de alumínio como coagulante ao efluente de lagoa anaeróbia, o estudo de Fabreti, Léo e

Piveli (2006) apresentou resultados positivos. Foram obtidos residuais de fósforo de 0,1 mgP/L ou 0,2 mgP/L quando se separaram sólidos em decantadores laminares e flotadores com ar dissolvido, respectivamente.

Além disso, a remoção de DQO promovida por essa etapa de tratamento foi de 70% quando se empregou a flotação e 57% com decantação laminar. Obteve-se também 85% de remoção de sólidos em suspensão totais com decantação e 75% com flotação. Com relação aos indicadores biológicos houve redução de mais de três unidades logarítmicas de *Escherichia coli* do efluente, eliminação de ovos de helmintos e remoção de cistos de protozoários acima de 80%.

Pavanelli e Pires (2019) desenvolveram um estudo visando o pós-tratamento do efluente de lagoas de estabilização para a remoção de algas, utilizando um sistema de biofiltros submersos, modificados com base na configuração de filtros de pedra, aliado a um processo de tratamento físico-químico, e implantados para captar esgoto tratado de duas diferentes profundidades de uma lagoa de maturação.

Os referidos autores concluíram que a extração de algas a partir da zona superficial do efluente da lagoa de maturação, por meio da utilização desse sistema conjugado, apresentou êxito e eficiência, considerando-se a remoção de DQO, DBO, clorofila A e sólidos totais.

A alternativa de pós-tratamento demonstrou viabilidade de aplicação, atendendo aos requisitos da legislação ambiental, pois teve uma concepção de baixo custo por não necessitar de fonte de energia externa, bem como por apresentar operação e manutenção simples e não dispendiosas quando comparada a outros sistemas.

No estudo, realizado por Oliveira, Gonçalves (1999), sobre as principais tecnologias utilizadas no polimento do efluente de lagoas de estabilização, constatou-se que, para a remoção de organismos patogênicos, as lagoas terciárias também denominadas de lagoa de maturação e a microfiltração apresentaram bons resultados.

Em decorrência do rigor dos limites estabelecidos para a qualidade dos efluentes, o estudo também destacou a eficiência dos processos físico-químicos, dos biofiltros aerados e do processo PETRO, sistema composto por reator aeróbio/anaeróbio com câmara de fermentação, lagoa de estabilização, filtro percolador e tanque de sedimentação de lodo. Com relação ao processo de remoção de fósforo, elemento importante na eutrofização dos corpos d'água, os processos físico-químicos também apresentaram resultados satisfatórios.

As algas são extremamente importantes dentro do sistema de tratamento com

lagoas de estabilização, são elas que fornecem o oxigênio para as bactérias degradarem a matéria orgânica, mas quando o efluente sai do sistema de tratamento as algas tornam-se um inconveniente podendo demandar oxigênio nos corpos receptores e causar a eutrofização dos corpos aquáticos (CARVALHO, ARAÚJO, GOMES, 2006).

O pós-tratamento de efluentes via processo físico-químico, composto pelas etapas de coagulação, floculação e decantação ou flotação, é uma das alternativas de tratamento para remoção de algas e nutrientes (FERRARI et al., 2005).

Friedman et al., (1977) estudaram a remoção de algas por meio de coagulação, floculação e sedimentação, utilizando cal como coagulante nas dosagens de 300 a 500 mg/L. Os resultados deste estudo mostraram eficiências de remoção de sólidos suspensos de 80% a 90%. Ensaio de coagulação, floculação e flotação, tendo como coagulante o sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) na dosagem de 300 mg/L, produziram uma remoção de 90% de sólidos suspensos.

Piotto (1995) utilizou como coagulante o lodo regenerado de ETAs (4% de sólidos e concentração de Al = 38,7 mg/mL). O processo de regeneração do potencial de coagulação foi a solubilização dos cátions metálicos em meio ácido, com pH da solução igual a 1,5. Bons resultados de clarificação e de remoção de matéria orgânica de um efluente de lagoa de estabilização contendo 202 mg/L de DQO e 179 mg/L de SST foram obtidos. Um efluente final de 96 mg/L de DQO e 69 mg/L de SST foi produzido utilizando uma dosagem de 60 mg/L de coagulante regenerado.

Fortino et al., (2014) avaliaram um pós-tratamento de indústria têxtil pelo processo de coagulação/floculação. Foram testados dois tipos de coagulantes, o sulfato de alumínio e o cloreto férrico, nas dosagens de 30; 50; 70 e 100 mg/L, e três concentrações de floculante comercial aniônico Praestol 2540TR: 0,2; 0,3 e 0,4 mg/L.

O melhor desempenho foi obtido com a dosagem de 50 mg/L do coagulante cloreto férrico e a de 0,3 mg/L de floculante comercial, que apresentou uma redução de 98% na turbidez com relação ao efluente de alimentação.

Harrelkas et al., (2009) estudaram o tratamento de efluente têxtil usando coagulação e floculação, onde foram testadas duas dosagens do coagulante sulfato de alumínio (20 e 100 mg/L). Para cada dosagem de coagulante foram realizados experimentos sem e com adição de floculante (4 mg/L). O melhor resultado em termos de redução de turbidez foi na condição de 100 mg/L de coagulante e com adição de 4 mg/L de floculante.

No estudo realizado por Prestes et al. (2016) tratando efluente de indústria de

celulose foram utilizadas dosagens de 100; 125; 150; 175 e 200 mg/L de tanino. Os parâmetros operacionais adotados no *Jar-test* foram: gradiente de mistura rápida de 550 s⁻¹ e tempo de mistura rápida de 10 segundos para coagulação, gradiente de mistura lenta de 40 s⁻¹ e tempo de mistura lenta de 15 minutos para floculação e velocidade de sedimentação de 0,4 cm.min⁻¹.

Por meio dos testes estatísticos realizados identificou-se a melhor dosagem que foi de 125 mg/L. Sendo assim, utilizando-se da dosagem ótima obteve-se remoção de 88; 83; 60 e 46% para turbidez, cor aparente, cor verdadeira e DQO respectivamente.

Silva, Oliveira, Gonçalves (2001) utilizaram uma dosagem de 80 mg/L de cloreto férrico (27,5 mg Fe⁺³/L), em unidade de tratamento físico-químico (coagulação/floculação em meio granular e decantação lamelar) implantada dentro de uma lagoa facultativa. Os autores relataram que foi possível alcançar concentrações médias finais de SST e DQO em torno de 20 mg/L e 57 mg/L, respectivamente. A concentração de fósforo reduziu-se a 0,5 mgP/L.

Em trabalho realizado na Austrália, Buisine, Oemcke (2003) verificaram a influência do clima, estudando diferentes regiões, no aparecimento de determinadas espécies de algas no efluente de lagoas de estabilização, que contribuíram para o aumento da turbidez do efluente, que chegou a atingir valores entre 200 UNT e 320 UNT.

Este problema só foi amenizado com altas dosagens de sulfato de alumínio aplicadas ao processo físico-químico. Em testes feitos em escala de laboratório (*Jar-test*) os resultados mostraram que, com dosagens entre 300 e 400 mg/L foi possível atingir valores de turbidez próximos de 12 UNT.

Shindala, Stewart (1971) estudaram, nos Estados Unidos, o pós-tratamento de efluentes de lagoas facultativas por processo físico-químico, testando diversas dosagens de sulfato de alumínio, cloreto férrico e sulfato férrico em escala de laboratório (aparelho de *Jar-test*).

Os autores usaram como critério a remoção mínima de 70% de DQO e 90% de fosfato, desta forma, foi determinado a dosagem ótima de 85 mg/L para o sulfato de alumínio, 85 mg/L para o cloreto férrico e 125 mg/L para o sulfato férrico. O pH ótimo para o sulfato de alumínio foi 5,5 e, para o cloreto férrico, 4,8. Foram observados resultados de DQO da ordem de 30 mg/L e de fosfato da ordem de 1,2 mg P-PO₄/L, além da redução média do índice de coliformes para 5x10³ NMP/100mL.

Rocha et al (1999) avaliaram a eficiência do processo físico-químico através de

Jar-test, aplicado ao efluente de duas ETEs distintas, ETE Jardim Camburi composta por lagoa aeróbia seguida de duas lagoas facultativas e a ETE Maringá composta por lagoa anaeróbia seguida de facultativa.

Os resultados mostraram que para a ETE Jardim Camburi dose de 40 mg/L de W8044 (policloreto de alumínio), e 40 mg/L W8049 (mistura de sais de ferro) e 60 mg/L de lodo regenerado de ETA foram suficientes para atingir valores de DQO menor que 90mg/L, SST menor que 30 mg/L e P total menor que 1 mg/L. Na ETE Maringá essas doses se elevaram para 60 mg/L para os três coagulantes. As concentrações de DQO, SST e fósforo no afluente da ETE Jardim Camburi foram 235 mg/L, 116 mg/L e 5,4 mg/L respectivamente e na ETE Maringá foram 160 mg/L, 67 mg/L e 4,4 mg/L respectivamente.

Yoshida (2005) teve como objetivo a avaliação da remoção de fósforo e matéria orgânica de efluente de um reator anaeróbio, operando em escala real, utilizando o processo físico-químico, em escala piloto, como pós-tratamento. A unidade piloto era composta de um tanque de mistura rápida, três tanques de floculação em série e um decantador lamelar, o coagulante utilizado foi o cloreto férrico.

A eficiência de remoção de fósforo total foi em média de 90%, quando a dosagem aplicada de ferro/fósforo total de entrada variou de 1,2 a 2,8, produzindo um efluente médio de 0,46 mg/L de fósforo total. Com esta dosagem, a melhor eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO foi de 65% para afluente ao sistema com média de 188 mg/L, obtendo-se um efluente com média de 59 mg/L. Em termos de DBO, a eficiência de remoção média foi de 71%, para afluente ao sistema com média de 46 mg/L, obtendo-se um efluente com média de 13 mg/L.

Em trabalho realizado por Monteggia e Tessele (2001), a remoção de fósforo do efluente de lagoa só foi possível mediante emprego de coagulante inorgânico (FeCl_3), a partir de 10 mg Fe^{3+}/L . O pH foi ajustado com NaOH para valores em torno de 5,3, no qual ocorre a menor solubilidade do FePO_4 .

Hanauer et al., (2019) avaliaram uso dos coagulantes sulfato de alumínio e tanino SH no tratamento de efluente gerado em abatedouro avícola utilizando os processos de coagulação/floculação. O resíduo foi coletado em uma agroindústria da região Oeste do Paraná e conduzido ao laboratório para caracterização. Foram testados os dois coagulantes em cinco dosagens diferentes (50; 75; 100; 125 e 150 mg/L).

Os ensaios foram constituídos de tempo de mistura rápida (coagulação) de 2 min com velocidade de agitação de 120 rpm, tempo de mistura lenta (floculação) de 20 min

com velocidade de agitação de 30 rpm e tempo de sedimentação de 40 min.

Os melhores resultados para a remoção de cor e turbidez foram obtidos no tratamento com o uso do tanino SH na maior concentração (150 mg/L) com $98,55 \pm 0,35$ e $99,43 \pm 0,32\%$, respectivamente, enquanto que a remoção de DQO alcançou maior eficiência com o uso do mesmo coagulante na concentração de 125 mg/L ($73,29 \pm 5,84\%$).

Kühne, Ceron, Macheimer, (2019) investigaram por meio da utilização de um *Jar-test* a utilização dos coagulantes, sulfato de alumínio nas dosagens de 83,5; 91,5; 108,5 e 117,5 mg/L, cloreto férrico e produto orgânico nas dosagens de 58,3; 66,5; 83,5 e 91,2 mg/L no efluente sanitário de uma empresa de tratamento de efluentes na região metropolitana de Porto Alegre-RS.

O efluente sanitário analisado apresentou cor da ordem de 300 uC, DQO de 298 mg/L, DBO de 115 mg/L, turbidez de 70,1 UNT e SST de 132 mg/L.

Os experimentos laboratoriais foram realizados no Laboratório de Processos Ambientais (LAPA), na Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS- Porto Alegre).

Para o sulfato de alumínio a melhor dosagem foi de 108,5 mg/L, apresentando residuais de cor de 60 uC, turbidez 5,4 UNT, DQO 98 mg/L, DBO 35 mg/L e sólidos suspensos totais 16 mg/L.

Para o cloreto férrico a melhor dosagem foi de 83,5 mg/L apresentando residuais de cor de 50 uC, turbidez 4,6 UNT, DQO 285 mg/L, DBO 40 mg/L e sólidos suspensos totais 30 mg/L.

A melhor dosagem para o coagulante orgânico foi de 66,5 mg/L com os valores de residuais de cor de 50,3 uC, turbidez 1,1 UNT, DQO 125 mg/L, DBO 10 mg/L e sólidos suspensos totais 5 mg/L, constatando neste estudo que o coagulante orgânico apresentou melhores resultados com a utilização de uma dosagem menor, quando comparado com os coagulantes sintéticos.

Ramirez e Sierra (2018) realizaram um estudo para o polimento do efluente de lagoas de estabilização do Sistema de Tratamento de Águas Residuais El Salguero, Colômbia. Os coagulantes que foram usados no experimento foram policloreto de alumínio (PAC) na concentração de 400 mg/L, sulfato de alumínio na concentração de 175 mg/L e cloreto férrico na concentração de 170 mg/L.

Os parâmetros avaliados foram DQO, SST, algas, turbidez e pH. O efluente da ETE El Salguero apresentou valores médios de DQO de 195,67 mg/L, SST de 86,02

mg/L, turbidez de 71,91 UNT, pH 7,47 e algas 1,76 µg/mL. O estudo foi realizado por meio de testes em *Jar-test*, a mistura rápida foi de 110 rpm por 1 minuto, a floculação foi realizada com 40 rpm durante 15 minutos e a sedimentação foi de 30 minutos.

A utilização do PAC como coagulante apresentou eficiência de remoção de 76,06% para DQO, 89,75% para SST, 90,70% para algas, 97,43% para turbidez e pH do efluente dos pós-tratamento de 7,03. O sulfato de alumínio como coagulante apresentou eficiência de remoção de 76,36% para DQO, 88,47% para SST, a remoção de algas foi de 90,34%, a remoção de turbidez foi de 96,55% e o pH do efluente ficou em 6,66. A utilização do cloreto férrico como coagulante proporcionou eficiência de 77,13% para DQO, 91,03% para SST, 96,22% para algas, 98,96% para turbidez e o pH final foi de 5,34.

Marguti, Filho, Piveli, (2008) estudaram a remoção de fósforo utilizando cloreto férrico como coagulante, no afluente e efluente da ETE Barueri composta por um sistema de lodo ativado e o efluente da ETE Ribeirão Pires composta por um reator UASB. Ambas as ETEs estão localizadas na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) e são operadas pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP). Os procedimentos adotados para a execução dos ensaios experimentais foram inicialmente a transferência de um volume de 2 litros de amostra para cada um dos jarros do equipamento de *Jar-test*.

A rotação do sistema de agitação era de 300 rpm durante 30 segundos para a mistura rápida. A rotação foi reduzida para 40 rpm para a etapa de floculação considerando-se um tempo de mistura lenta igual a 10 minutos. Após este tempo, o equipamento era desligado permitindo que ocorresse a sedimentação dos flocos por 10 minutos.

As concentrações de fósforo no afluente e efluente da ETE Barueri foram 9,00 mg/L e 5,00 mg/L respectivamente e a concentração de fósforo no efluente da ETE Ribeirão Pires foi de 4,00 mg/L.

Os resultados obtidos para o tratamento do afluente da ETE Barueri demonstraram a necessidade de dosagens acima de 60 mg/L de cloreto férrico para proporcionar um efluente com concentração final inferior a 1,00 mg/L de fósforo. Para os efluentes das ETEs Barueri e Ribeirão Pires alcançarem concentrações inferiores a 1,00 mg/L de fósforo foram necessárias dosagens de cloreto férrico acima de 100 mg/L.

Ferreira, (2021) avaliou a eficiência de remoção de matéria orgânica de um efluente de carcinicultura (criação de camarões em viveiro), utilizando o processo de

coagulação-floculação-sedimentação com dois coagulantes, um comercial (o coagulante comercial se refere a um coagulante de poliacrilamida aniônico) e o outro natural à base de *Moringa oleifera*, em três condições para concentração do coagulante (30; 50 e 80 mg/L).

A mistura rápida foi realizada com 226 rpm durante 3 minutos, a floculação foi realizada com 90 rpm durante 4 minutos e os tempos de decantação foram 35 min, 1 h e 24 h, o efluente utilizado no estudo apresentou DQO de 3455,88 mg/L e turbidez de 11,75 UNT.

Para o tratamento físico-químico, as eficiências máximas de remoção da demanda química de oxigênio DQO foram iguais a 78,44 e 77,44%, obtidas com o coagulante natural à base de *Moringa oleifera*, e o comercial, respectivamente. A remoção de turbidez foi 68,84 e 97,33% para o coagulante natural e o comercial, respectivamente.

A condição ótima para o coagulante natural e o coagulante comercial foi obtida ao utilizar a menor concentração (30 mg/L) e o menor tempo de decantação (35 min), tornando o processo extremamente viável e promissor, tendo em vista menores custos e tempos de processo.

Souza, Tiezzi, Moura, (2019) avaliaram a aplicação de um processo de tratamento físico-químico em um efluente de recicladora de PET avaliando as influências da dosagem de coagulante e do pH, na eficiência de remoção de DQO e de ST.

As variáveis independentes foram o pH e a dosagem de coagulante. Empregou-se o sulfato de alumínio como coagulante e o hidróxido de cálcio como agente alcalinizante para controle do pH.

Foram realizados um total de 12 ensaios, com variações de dosagem de coagulante na faixa de 1590 a 4410 mg/L e de pH de 6,3 a 7,7. Os resultados revelaram que as condições ótimas para a redução DQO e ST foram dosagem de coagulante de 3000 mg/L, e pH 7, 0.

Diante das pesquisas apresentadas o tratamento físico-químico tem potencial para melhorar a qualidade de efluentes de ETEs. A possibilidade de utilização do lodo gerado pelo tratamento físico-químico é apresentada no item 3.7.

3.7 Possibilidade de utilização do lodo de esgoto na construção civil

O desenvolvimento das grandes cidades tem gerado um dos maiores desafios ambiental: a gestão eficaz de resíduos sólidos. A grande variedade e quantidade dos resíduos produzidos diariamente tem tornado a destinação ecologicamente correta e sustentável destes materiais cada vez mais difícil (NUNES, CABRINI, 2015).

Dentre os vários resíduos produzidos, destacam-se os lodos oriundos de estações de tratamento de esgotos, os lodos de esgoto, cuja destinação final segura tem sido discutida mundialmente em diversos estudos, tendo em vista que a tendência de geração deste tipo de resíduo cresce com o aumento do saneamento das cidades (DONATO, TAJENAKA, 2016). O tratamento do esgoto produz lodo em quantidade que varia com o processo utilizado. O descarte deste lodo de esgoto pode ser uma questão problemática, devido aos limitados aterros sanitário existentes e às restrições quanto ao descarte de lodo de esgoto para o mar ou terras agrícolas (CHUNPING et al., 2022).

Em decorrência dessas questões, a incineração se tornou uma alternativa viável para a gestão deste lodo. Após a incineração, ainda resta uma cinza residual, que representa aproximadamente 30% e 10% em massa e volume do lodo de esgoto, respectivamente (LYNN, 2015). Lodos destinados à incineração necessitam de teor de sólidos entre 30% e 35% (NOZELA, 2014).

A umidade do lodo está diretamente relacionada ao consumo de energia durante a queima, a presença de alta umidade conduz a um maior gasto energético para iniciar o processo de combustão, devido ao processo de vaporização da água. Sendo assim, menor quantidade de energia é fornecida para a combustão de lodos com menor teor de umidade. Desta forma, quando há alto teor de umidade na biomassa, faz-se necessária a secagem prévia da mesma (BORGES, SELLIN, MEDEIROS, 2008; VIEIRA, 2012).

Após a incineração, mesmo reduzindo consideravelmente a quantidade do resíduo, este ainda deve ser descartado em aterros específicos para essa finalidade, pois ainda pode apresentar riscos potenciais à saúde de seres humanos e também ao meio ambiente, pela possibilidade de lixiviação de metais pesados (CHUNPING et al., 2022).

Entretanto, tem-se estudado formas alternativas de disposição, destacando-se a utilização destas cinzas como adição mineral em concreto e argamassa de cimento, devido a presença de SiO_2 , Al_2O_3 e Fe_2O_3 em quantidades significativas, demonstrando que este material pode ser utilizado como substituição parcial do cimento Portland na

produção de argamassa e concreto, apresentando características da pozolana (BRASIL, 2015, SMOL et al., 2015, DHIR, GHATAORA, LYNN 2016).

Os elementos presentes na cinza proveniente de esgoto são os mesmos dos principais elementos do cimento, sílica, ferro, cálcio, alumínio, magnésio, fósforo e oxigênio (LIN et al., 2005). Além disso, as propriedades hidráulicas dessas cinzas são praticamente as mesmas do cimento (YUSUF et al., 2012).

Suarte (2019) afirma que a composição química para que um material seja considerado pozolânico deve apresentar no mínimo 50% da somatória dos óxidos $\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3$, e no máximo 5% de SO_3 e que o teor máximo de álcalis disponíveis em Na_2O deve ser de 1,5%, valores determinados através de ensaios de raios-X.

A NBR 12653:2014 (ABNT, 2014) define materiais pozolânicos aqueles que são silicosos ou silico-aluminosos e ao misturá-los à água, reagem com o hidróxido de cálcio, formando compostos com propriedades aglomerantes. As pozolanas podem ser naturais, sendo aquelas que submetidas a processamentos como britagem, moagem e separação por tamanhos, tornam-se mais reativas, e subprodutos oriundos de processos industriais.

Mehta e Monteiro (2014) mencionam que os materiais pozolânicos podem ser utilizados como adição mineral ou suplementação em materiais cimentícios. Os materiais pozolânicos também são classificados segundo a NBR 12653:2014 (ABNT, 2014), que os divide em três classes, conforme apresentado no Quadro 12.

Quadro 12. Composição química dos materiais pozolânicos.

Classificação	Definição
Classe N	Pozolanas naturais e artificiais que são materiais vulcânicos de caráter petrográfico ácido, “cherts” silicosos, terras diatomáceas e argilas calcinadas
Classe C	Cinzas volantes produzidas pela queima de carvão mineral em usinas termoelétricas
Classe E	Qualquer pozolana cujos requisitos diferem das classes anteriores.

Fonte: NBR 12653:2014 (ABNT, 2014).

Os materiais devem atender às exigências químicas, para serem classificados e definidos como material pozolânico. A NBR 12653:2014 (ABNT, 2014) apresenta essas exigências. No Quadro 13 consta a composição química que os materiais devem apresentar para serem classificados como pozolânicos.

Quadro 13. Composição química dos materiais pozolânicos

Propriedades	Classe de material pozolânico		
	N	C	E
$\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3$	$\geq 70\%$	$\geq 70\%$	$\geq 50\%$
SO_3	$\leq 4\%$	$\leq 5\%$	$\leq 5\%$
Teor de umidade	$\leq 3\%$	$\leq 3\%$	$\leq 3\%$
Perda ao fogo	$\leq 10\%$	$\leq 6\%$	$\leq 6\%$
Álcalis disponíveis em Na_2O	$\leq 1,5\%$	$\leq 1,5\%$	$\leq 1,5\%$

Fonte: Adaptado da NBR 12653:2014 (ABNT, 2014).

Os estudos com cinzas provenientes de diversos materiais demonstram que possuem elevada concentração de sílica, além da presença de alumínio e outros materiais, que adicionados ao cimento combinam-se ou são ativadas pelo hidróxido de cálcio, havendo reação de hidratação com o clínquer e originando compostos com propriedades ligantes. (NEVILLE, 2016).

Com base no exposto, a possibilidade de utilização das cinzas na construção civil poderá trazer benefícios, uma vez que, o aumento na demanda por materiais de construção, como resultado do desenvolvimento, exige a criação de formas alternativas de desenvolver ou derivar materiais de construção de diferentes fontes (CASTRO, 2007; SMOL et al., 2015).

A construção civil tem sido uma grande consumidora de recursos e materiais, o que a torna um setor com enorme potencial de aproveitamento de resíduos gerados por suas próprias atividades e de outros setores. A utilização de tais resíduos, como o lodo gerado por processos físico-químicos em efluentes lagoas de estabilização, permite diminuir o consumo de energia, preservar recursos naturais não renováveis e reduzir a grande quantidade de material depositado nos aterros (DE CASTRO, SILVA, SCALIZE, 2015).

Podem ser muito variadas às características físicas, químicas e biológicas dos lodos gerados por meio de processos de tratamento de esgoto sanitário, visto que dependem do tipo de esgoto tratado e dos processos de tratamento empregados.

Segundo Jordão e Pessoa (2005), na fase de escolha dos processos de tratamento e disposição final, é importante considerar fatores como a constituição do lodo, tais como: matéria orgânica, nutrientes, organismos patogênicos, metais pesados, produtos químicos orgânicos, substâncias tóxicas, entre outros.

Fernandes (1999) aponta que os diversos tipos de tratamento de esgoto produzem diferentes tipos de lodo, conforme apresentado no Quadro 14.

Quadro 14. Características dos lodos

Tipo de resíduo	Características
Lodo primário	Lodo obtido por sedimentação do esgoto no decantador primário. Normalmente é cinza e tem odor ofensivo. Pode ser digerido facilmente por via anaeróbia.
Lodo secundário (processo de lodos ativados)	Aparência floculada e tons marrons, a coloração mais escura indica condições anaeróbias do meio. Tende à decomposição anaeróbia devido ao excesso de matéria orgânica. Pode ser digerido sozinho ou misturado com lodo primário.
Lodo digerido aeróbio (ativado e primário)	Apresenta cor marrom escura e aparência floculada, odor inofensivo. É facilmente drenado.
Lodo digerido anaeróbio (ativado e primário)	Apresenta cor marrom escura ou preta. Se for bem digerido não apresenta odor ofensivo. Também é fácil de ser drenado.

Fonte: Fernandes (1999).

O lodo gerado nos processos de tratamento de esgoto contém macronutrientes como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre e também, micronutrientes como cobre, ferro, zinco, manganês, boro, cloro. Do ponto de vista sanitário, este lodo contém bactérias, vírus, protozoários e outros microrganismos patogênicos, entretanto, este resíduo, quando em estado seco, em forma de cinzas, não é considerado um material perigoso em relação à possibilidade de transmissão de doenças.

Considerando a importância da utilização dessas cinzas na construção civil, setor com grande demanda de recursos, e as consequentes vantagens do ponto de vista econômico e ambiental, BAEZA-BROTOS et al., (2014) analisaram a viabilidade da utilização da cinza de lodo de esgoto sanitário como matéria-prima na composição do concreto, com dosagem semelhante à utilizada na fabricação de blocos.

A pesquisa utilizou amostras com quatro percentuais de adição de cinzas em relação ao cimento: 5; 10; 15 e 20%. Com base nos resultados obtidos, constatou-se que é possível obter economia de custos ecológicos, considerando que, em primeiro lugar, esse resíduo é gerado em estações de tratamento de águas residuárias, pois não pertence ao sistema de fabricação de concreto, assim, não há custos para sua fabricação.

Em segundo lugar, sua destinação final seria o transporte até um aterro, portanto, se parte desse material for resgatado e reutilizado como acréscimo na produção de concreto, não haveria o custo econômico de seu transporte e disposição como resíduo até um aterro.

O estudo também demonstrou que, com a adição de até 15% de cinzas de lodo, o desempenho técnico foi semelhante ao do concreto convencionalmente fabricado, tendo em vista que a adição de cinzas de lodo no concreto para a fabricação de blocos proporciona densidades e resistências mecânicas semelhantes à amostra controle, enquanto a absorção de água sofre uma diminuição considerável (BAEZA-BROTOS et al., 2014).

JOHNSON, NAPIAH, KAMARUDDIN, (2014) analisaram os usos mais importantes para o lodo na indústria da construção civil:

- como componente da mistura de matérias-primas para a produção de cimento.
- aditivo ativo para ligantes inorgânicos cimentícios – concreto e argamassa.
- componente portador da matéria-prima na fabricação de cerâmicas para construção – tijolos e telhas.
- componente da síntese de materiais leves.
- substituto para areia e/ou cimento em bases estabilizadas com cimento, sub-bases e aterros em construções de estradas.

O referido estudo demonstrou que o uso de cinzas de lodo na construção civil e na fabricação de materiais utilizados nesse setor inclui a imobilização de metais pesados na matriz queimada, oxidando matéria orgânica e destruindo quaisquer patógenos durante o processo de queima.

Johnson, Napiah, Kamaruddin, (2014) concluíram que os benefícios da utilização das cinzas de esgoto para a produção de materiais de construção proporcionam a redução do custo de tratamento dos lodos, diminuem a transferência das cinzas de lodo para aterros, minimizam os problemas ambientais derivados da lixiviação dos seus constituintes mais solúveis e uma maior aceitação pública.

Visando a redução do armazenamento do lodo residual e das emissões de dióxido de carbono resultantes da produção do cimento Portland, a pesquisa de BASTO, (2018), realizada na estação de Tratamento de Esgoto Mangueira em Recife/PE, teve como foco a utilização das cinzas do lodo de esgoto como material pozolânico, em substituição parcial do cimento Portland.

Verificando a influência da temperatura de calcinação nas propriedades físicas, químicas e mineralógicas das cinzas de lodo de esgoto, os resultados obtidos na referida pesquisa indicaram que a calcinação do lodo de esgoto a uma temperatura de 600°C é adequada para a obtenção de material pozolânico para a utilização em argamassas e concretos de cimento Portland, promovendo a reciclagem de um resíduo de descarte complexo e contribuindo para a redução da quantidade de cimento utilizada nas construções (BASTO, 2018).

Ao verificar a atividade pozolânica das cinzas de lodo de esgoto, o autor identificou uma influência da finura na atividade pozolânica desses materiais, devido ao fato de que, possuindo maior superfície específica e menor diâmetro médio, as partículas de cinzas apresentam maiores perdas de condutividade elétrica.

Basto (2018) também constatou que o aumento da superfície específica e a redução do diâmetro médio das partículas, por beneficiamento por moagem, poderiam ampliar a pozolanicidade das cinzas.

Outros trabalhos também analisaram a pozolanicidade das cinzas do lodo proveniente de processos de tratamento de efluentes sanitários, visando a possibilidade de sua utilização na construção civil como, por exemplo: ‘Aproveitamento do lodo de esgoto sanitário como matéria prima para a produção de material pozolânico’ (MORALES, 1999), ‘Avaliação da incorporação de cinzas de lodo de esgoto como adição mineral em concretos de cimento Portland’ (LIMA, 2013), ‘Aproveitamento e caracterização do lodo de ETE para fins energéticos e como adição pozolânica para o concreto’ (SUARTE, 2019).

A incorporação do lodo de esgotos na fabricação de produtos cerâmicos, como telhas, tubos, tijolos e lajotas, é vista como uma alternativa viável de destinação

adequada e sustentável, pois o lodo é adicionado ao processo durante o preparo da massa cerâmica de modo que contribua para a melhoria das características físicas do material a ser desenvolvido (SILVA, 2017).

Areias et al. (2018) avaliaram a adição do lodo de ETE para a fabricação de materiais de construção e a partir de diversos ensaios concluíram que de fato é possível a utilização dos lodos de águas residuais para a fabricação de materiais de construção (cerâmica vermelha), desde que se utilize a proporção adequada de argila-lodo e argilas de natureza adequada e se aplique o tratamento térmico apropriado.

Ainda segundo Areias et al, (2018) dependendo da proporção da adição do lodo, as características físicas e mecânicas de uma massa cerâmica podem ser comprometidas, no entanto, a fração pode ser aumentada desde que seja realizado o beneficiamento do lodo por calcinação e moagem, diminuindo assim o efeito negativo das partículas do lodo na resistência mecânica

Rodrigues et al. (2013) avaliaram a possibilidade de incorporação de lodo de ETE na fabricação de tijolo solo-cimento para uso na construção civil e verificaram que o lodo aumenta o teor de partículas finas, matéria orgânica e plasticidade da mistura solo-cimento.

Siqueira Junior (2011), ao analisar a viabilidade da incorporação do lodo para fabricação de tijolo vermelho verificou que o lodo é um composto que otimiza as propriedades mecânicas e físicas dos materiais cerâmicos, tornando-o um grande potencial para aproveitamento na indústria de tijolos cerâmicos, no entanto, existe a necessidade de utilizar processos que eliminem o material orgânico contido no lodo.

Medeiros (2006) usou lodo de uma ETE em Natal, no Rio Grande do Norte, que passou na peneira Nº. 200 e após ser seca em estufa e calcinada a uma temperatura de 900°C durante 3 horas em mufla, foi usada como 'filler', material de enchimento em concreto asfáltico. Comparou o uso de cimento como 'filler' e o lodo calcinado em substituição ao cimento nas proporções de 1%, 2% e 3%.

O autor concluiu que as misturas com lodo calcinado e com o cimento apresentaram idêntico comportamento mecânico, atendendo as especificações do DNIT (Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes). A mistura com 1% de lodo calcinado apresentou melhor desempenho volumétrico e mecânico.

Pérez-Carrión et al. (2014) calcinou lodo de esgoto a 800 °C e verificou que a incorporação de lodo de esgoto em concreto, usado para fabricação de blocos curados

por 28 dias, forneceu densidades e resistências semelhantes à amostra de controle e que sem a cinza do lodo de esgoto há redução significativamente da absorção de água.

A amostra com 10% de substituição de areia pela cinza do lodo de esgoto mostrou o melhor desempenho em termos de densidade, absorção e capilaridade. O desempenho foi comparado em três famílias de blocos, com 0%, 10% e 20% de incorporação da cinza do lodo de esgoto.

As análises provaram que a cinza é adequada para a fabricação de blocos de concreto pré-moldado e que, além dos benefícios econômicos e ambientais proporcionados, seu uso melhoraria algumas das propriedades do bloco convencional. A absorção foi considerada em relação ao quesito durabilidade.

Fontes, Toledo Filho e Barbosa (2016) analisaram o aproveitamento do lodo de esgoto, após processo de calcinação nas temperaturas 550°C e 650°C, como substituto parcial ao cimento Portland nos teores de 5% e 10% para a produção de concretos de alto desempenho na proporção 1:1, 42:1, 49:0,31 (em massa).

O comportamento da cinza foi avaliado através de ensaios de resistência à compressão axial nas idades de 1, 3, 7, 28, 91, 180 e 365 dias, resistência à tração por compressão diametral, absorção de água por imersão, absorção de água por capilaridade, penetração acelerada por íons cloreto e porosimetria por intrusão de mercúrio, na idade de 28 dias.

Os resultados obtidos no estudo mostraram que a presença do lodo de esgoto mudou a microestrutura dos poros do concreto reduzindo sua conectividade; em relação à resistência à compressão, a incorporação de 5% e 10% de lodo nas idades de 1, 28, 91 e 365 dias apresentaram desempenho inferior quando os resultados são comparados às misturas de referência e isso foi atribuído ao aumento no volume de poros.

Os testes referentes à absorção de água por imersão e índice de vazios do concreto produzidos com o lodo obtiveram desempenho inferior aos resultados obtidos com o concreto produzido sem a incorporação de lodo (referência).

Lira et al, (2018) avaliaram a produção de argamassa com a adição de cinzas de lodo proveniente da ETE Centro do município de Petrolina-PE. O lodo oriundo da ETE Centro foi calcinado na temperatura de 600 °C com período de isoterma de três horas. Após a calcinação, o lodo de esgoto foi moído com o auxílio de almofariz e mão de grau e peneirado em malha de 150 µm, utilizando-se o volume passante.

O traço adotado para a fabricação das argamassas foi 1:3 (cimento e areia), utilizando 0,60 como fator água/cimento que foi definido a partir de execução de ensaio

de índice de consistência, com água adicionada até que a argamassa obtivesse a consistência recomendada de 260 mm de espalhamento.

Para o traço definido, no caso o traço 1:3, o cimento foi substituído parcialmente pelas cinzas do lodo de esgoto onde foram moldados 3 corpos de prova de cada combinação para a execução dos ensaios de resistência à compressão axial, que serão conformados para realização dos rompimentos nas idades de 3, 7, 14 e 28 dias

Para a primeira idade (3 dias), o traço de referência obteve 18,29 MPa de resistência, e o traço com 5% de incorporação do lodo de esgoto calcinado alcançou 16,49 MPa. Para a segunda idade (7 dias), o traço de referência obteve 24,74 MPa de resistência, e o traço com 5% de incorporação do lodo de esgoto calcinado alcançou 22,47 MPa. Para a terceira idade (14 dias), o traço de referência obteve 29,07 MPa de resistência, e o traço com 5% de incorporação do lodo de esgoto calcinado alcançou 31,23 MPa. E para a quarta idade (28 dias), o traço de referência obteve 34,99 MPa de resistência, e o traço com 5% de incorporação do lodo de esgoto calcinado alcançou 32,00 MPa.

Veronese et al, (2021) avaliaram o aproveitamento do lodo da ETE Prata, localizada na cidade de Palmas-TO. O lodo foi incinerado a 400 °C e utilizado como substituição parcial ao cimento Portland na mistura de concreto convencional.

A primeira parte do trabalho consistiu na caracterização física da cinza do lodo. Em seguida foram realizados ensaios físicos e mecânicos no concreto convencional e nos traços de concreto com adição de cinza nas proporções de 5, 7,5 e 10%.

Os resultados dos traços com cinza foram analisados e comparados ao concreto convencional, sendo a substituição nas proporções de 5% e 10% as melhores opções encontradas, concluindo ser viável a utilização de cinza de lodo de esgoto para a construção civil.

Istuque et al, (2015) avaliaram a utilização de cinzas geradas a partir de lodo de esgoto sanitário em substituição de 5, 10, 15, 20 e 25% em massa do cimento Portland na fabricação de argamassas, essa aplicação afetou a trabalhabilidade das mesmas, pois demandava uma quantidade maior de água para as confecções da argamassa. Todas as porcentagens de aplicação da cinza na matriz cimentícia de argamassas com idades de cura avançadas apresentaram valores de resistência satisfatórios, realçando assim a efetividade do processo de incineração e de aplicação dessas cinzas.

Em virtude do exposto, é necessária uma reflexão sobre o problema no gerenciamento dos resíduos provenientes do tratamento de esgoto sanitário, causado

pela urbanização e o constante crescimento populacional e industrial, considerando-se que, no Brasil, as baixas taxas de coleta e tratamento de esgoto indicam que ainda existe um grande potencial de crescimento na quantidade de lodo de esgoto a ser produzido.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização do sistema de lagoas de estabilização

A pesquisa foi realizada na ETE Antas (Figura 8) localizada na cidade de Dracena –SP (21°27'16.3"S 51°33'19.4"W). A ETE Antas atende a 55% da população de Dracena, com 43258 habitantes em 2010, de acordo com o último senso do IBGE (IBGE, 2022). Na Figura 7 está representada a localização da cidade de Dracena-SP no estado de São Paulo.

Figura 7. Localização do município de Dracena no Estado de São Paulo



Fonte: Prefeitura de Dracena, 2022

A ETE das Antas foi implantada no ano de 2002, sendo o segundo sistema de tratamento a atender o município de Dracena-SP. Sua concepção é baseada na associação de tratamento preliminar, tratamento primário por meio de duas lagoas de estabilização anaeróbias associadas em série e tratamento secundário por meio de uma lagoa de facultativa.

Na Figura 8 está representada a disposição das lagoas de estabilização da ETE Antas.

Figura 8. Disposição das lagoas de estabilização da ETE Antas no município de Dracena-SP



Fonte: Google, 2022

O tratamento preliminar é formado por grade de limpeza manual, seguida por duas caixas de areia em paralelo, do tipo canal de fluxo longitudinal, também de limpeza manual. A jusante das caixas de areia existe uma calha Parshall com garganta de largura de 6 polegadas moldada "in loco" em concreto, sendo parte integrante do canal.

Foi realizada uma batimetria nas lagoas de estabilização da ETE Antas, cujos resultados apresentaram presença de material sedimentado, principalmente na primeira lagoa anaeróbia (EMDAEP, 2022), sendo que parte desse material pode ser areia remanescente da unidade de tratamento preliminar.

A primeira lagoa de estabilização anaeróbia tem volume útil de cerca de 26.300 m³, formato quadrado, com lado igual à aproximadamente 77 m, profundidade média e profundidade útil igual a 4,5 m.

Para a vazão média atual (cerca de 60 L/s), o tempo de detenção hidráulica nessa lagoa é da ordem de 5,1 dias que pode ser considerado adequado para boas condições de depuração dos esgotos. Para a vazão média prevista para o final de plano, cerca de 75 L/s em 2036, o tempo de detenção hidráulica nessa lagoa passará a ser da ordem de 4,1 dias, ainda considerado adequado para boas condições de depuração do esgoto.

Na sequência, o efluente da primeira lagoa anaeróbia é encaminhado para a segunda lagoa anaeróbia que está associada em série. A geometria dessa segunda lagoa é similar à da primeira lagoa, portanto, são observados os mesmos tempos de detenção

hidráulica calculados para as condições atuais e de final de plano para a condição de lagoa limpa.

Após a etapa de tratamento primário por via anaeróbia, o efluente é encaminhado por gravidade para uma lagoa de estabilização facultativa que possui volume útil de cerca de 76.180 m³, profundidade útil média igual a 2,5 m e formato retangular, com comprimento igual a 293 m e largura de 104 m, na profundidade média. Ao nível do espelho d'água tem comprimento de 303 m e largura de 115 m, resultando em área na superfície igual a 3,48 hectares.

Para a vazão média atual afluente à ETE Antas e uma eficiência de 60% estimada para a associação das duas lagoas anaeróbias existentes, a taxa de aplicação superficial resultante é da ordem de 160 kgDBO/ha.dia e o tempo de detenção hidráulica é da ordem de 15 dias.

Para a vazão média de final de plano e a mesma eficiência de 60 % estimada para a associação das duas lagoas anaeróbias existentes, a taxa de aplicação superficial para a lagoa facultativa passará a ser de 200 kgDBO/ha.dia e tempo de detenção hidráulica da ordem de 12 dias.

Entretanto, os tempos de detenção hidráulica calculados consideram as lagoas com volume de lodo sedimentado insignificante, ou seja, após a limpeza, sendo que na realidade atualmente existe lodo acumulado que afeta diretamente a eficiência do sistema.

O efluente da lagoa facultativa é encaminhado para uma escada hidráulica para o arejamento final e então lançado no ribeirão dos Marrecos.

4.2 Delineamento experimental

Para atingir os objetivos desta pesquisa, que é proporcionar melhoria na eficiência da ETE Antas no município de Dracena-SP, foi proposto um pós-tratamento físico-químico. Para tanto foi utilizado um equipamento *Jar-test* Milan JT 203 com seis jarros, com o intuito de simular uma unidade em escala plena de coagulação, floculação e sedimentação.

Os testes no equipamento *Jar-test*, bem como as análises, foram feitos no Laboratório de Tratamento de Água e Esgoto do Centro Universitário de Adamantina-SP (UNIFAI).

Nesta pesquisa foram utilizados como coagulantes o cloreto férrico e o coagulante orgânico Tanfloc fornecido pela empresa TANAC S/A. A escolha do cloreto férrico teve como fundamento a possibilidade deste coagulante ser eficiente na remoção de fósforo, podendo desta maneira e, de acordo com os resultados desta pesquisa, ser utilizado em ETEs onde existe restrição em relação ao lançamento de fósforo no corpo receptor.

A utilização do tanino como coagulante para este estudo teve como fundamento a faixa de pH de aplicação deste coagulante que varia de 5 a 9, bem como a possibilidade de não precisar adicionar alcalinizante no efluente da lagoa de estabilização, uma vez que os coagulantes a base de tanino não proporcionam uma diminuição da alcalinidade do meio e com isso não afetam o pH.

Pesquisas anteriores evidenciaram que o tanino como agente coagulante pode apresentar vantagens sobre os coagulantes inorgânicos, no que se refere aos objetivos desta pesquisa, como facilidade de destinação final e menor geração de lodo.

4.3 Ensaio preliminares

4.3.1 Primeira etapa

Inicialmente foram testados intervalos de dosagens dos coagulantes, cloreto férrico e tanino para verificar qual dosagem poderia apresentar maior eficiência de remoção em relação à DBO no efluente da lagoa facultativa da ETE Antas.

As coletas do efluente foram feitas sempre às 8 horas da manhã em todos os dias de análise, o transporte e armazenamento do efluente até o laboratório durava em média 40 minutos e foram feitas em um galão de 50 litros. Nesta etapa também foram feitas análises de pH no efluente antes e após o ensaio no *Jar-test*. Os ensaios propostos na primeira etapa foram feitos em triplicata.

As dosagens dos coagulantes para os ensaios da primeira etapa foram fixadas em 25; 50; 75; 100; 125 e 150 mg/L, tanto para o cloreto férrico como para o tanino.

O gradiente de velocidade da mistura rápida foi fixado em 110 s^{-1} , com duração de 2 minutos. O gradiente de mistura lenta para a floculação foi de 30 s^{-1} durante 15 minutos e o tempo de sedimentação foi estabelecido em 15 minutos.

Nesta primeira etapa foram feitos seis testes descritos a seguir: no primeiro teste utilizou-se o coagulante cloreto férrico com o pH natural do efluente da lagoa facultativa seguindo todas as condições supracitadas. Para o segundo teste utilizou-se

novamente o cloreto férrico como coagulante, porém neste teste não foi feita a floculação na tentativa de otimizar a proposta de tratamento, não necessitando da construção do floculador e conseqüentemente diminuindo o consumo de energia elétrica.

O terceiro teste foi feito novamente com o coagulante cloreto férrico, no entanto com o objetivo de encontrar a melhor condição para o pós-tratamento proposto nesta pesquisa, o pH do efluente da lagoa facultativa foi diminuído para 5, valor este reportado na literatura ser o valor ideal para a utilização do cloreto férrico, mantendo-se a floculação. O quarto teste difere do terceiro teste somente pela exclusão da floculação, uma vez que neste teste também foi utilizado o efluente da lagoa facultativa com pH no valor de 5.

No quinto e sexto teste foi utilizado o tanino como coagulante seguindo as condições apresentadas anteriormente, tendo como diferença a inclusão da floculação no quinto teste e a exclusão da floculação no sexto teste. Para o quinto e sexto testes foram mantidas as condições naturais do efluente da lagoa facultativa, sem alteração do pH.

4.3.2 Segunda etapa

Com a obtenção na primeira etapa das dosagens dos coagulantes, cloreto férrico e tanino, bem como as condições operacionais que proporcionaram a eficiência requerida nesta pesquisa para remoção de DBO, foram feitos novos ensaios para verificar se as dosagens dos coagulantes escolhidas para a segunda etapa poderiam alcançar os objetivos propostos nesta pesquisa.

O procedimento de coleta e transporte do efluente da ETE Antas foi o mesmo da etapa anterior.

As análises descritas no Quadro 15 foram feitas para a caracterização do esgoto bruto, afluente a ETE Antas, do efluente da lagoa facultativa, antes e após os ensaios no *Jar-test*.

Todas as análises foram feitas de acordo com os respectivos métodos descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

Quadro 15. Variáveis analisadas na segunda etapa

Variável	Método (APHA, 2012)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	5210 B
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	5220 B
N-amoniacal	4500 – NH ₃ - B
Nitrato	4500 – NO ₃ – E
Nitrito	4500 – NO ₂ – B
pH	4500 – H ⁺ B
Temperatura	2550 B
Sólidos totais	2540 B
Sólidos suspensos totais	2540 D
Fósforo total	4500 P – E
Turbidez	2130 B
<i>E. coli</i>	9221 F

4.3.3 Análise das cinzas provenientes do lodo gerado no processo físico-químico

A quantificação do lodo gerado no processo físico-químico proposto nesta pesquisa foi feita com a utilização de uma proveta. O lodo gerado nos ensaios em *Jar-test* com a utilização dos coagulantes, cloreto férrico e tanino por meio do processo físico-químico foi seco em estufa à temperatura de 110°C por sete dias.

Após este período, para eliminar os compostos orgânicos, o lodo foi calcinado em mufla a temperatura de 600°C por 1 h.

A avaliação da potencialidade da pozolanicidade deste material foi feita por fluorescência de raios X (FRX), que tem a finalidade de apresentar a composição química do material, e análise mineralógica por difração de raios-X (DRX), que tem a função de quantificar os compostos químicos encontrados na análise de fluorescência de raios X.

Com os resultados da FRX e DRX foi possível verificar se a composição das cinzas geradas a partir do lodo proveniente do processo físico-químico com os coagulantes, cloreto férrico e tanino apresentariam características de um material pozolânico.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos nos ensaios de coagulação, floculação e sedimentação para o pós-tratamento de esgoto sanitário proveniente da estação de tratamento de esgoto do município de Dracena-SP, ETE Antas, seguindo as etapas metodológicas anteriormente apresentadas.

5.1 Caracterização do efluente da lagoa facultativa utilizado na primeira etapa

Os resultados da caracterização do esgoto bruto e do efluente final da ETE Antas, em relação à DBO e pH, utilizados nos ensaios da primeira etapa desta pesquisa, são apresentados na Tabela 1. A DBO de entrada é a DBO do esgoto bruto, a DBO e pH de saída referem-se ao efluente da lagoa facultativa

Tabela 1. DBO no esgoto bruto e no efluente e valor do pH no efluente da ETE Antas

Análise	DBO entrada mg/L	DBO saída mg/L	pH saída
1	322,00	71,00	7,50
2	306,00	75,00	7,60
3	286,00	82,00	7,60
4	294,00	80,00	7,20
5	324,00	79,00	7,00
6	288,00	72,00	7,30
7	320,00	77,00	7,80
8	300,00	72,00	7,80
Média	305,00	76,00	7,48
Eficiência de remoção %	75,00		

Fonte: Próprio autor

A DBO média no esgoto bruto foi de 305 mg/L, o que está dentro da faixa para esgoto bruto (200 – 750 mg/L), segundo Silva e Mara (1979).

Sousa e Lima (2015) avaliaram o esgoto bruto gerado no Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual da Paraíba, campus de Campina Grande – PB e relatam que a DBO média encontrada foi de 306,06 mg/L, valor que se aproxima da DBO média de 305 mg/L apresentado nesta pesquisa.

Segundo von Sperling (2005), Jordão e Pessoa (2014) e Metcalf e Eddy (2003), os valores de DBO apresentados na Tabela 1 estão dentro da faixa de DBO relatada por estes autores para esgoto bruto que é de 200 a 500 mg/L, tendo como valor usual 350 mg/L.

Outros autores também apresentaram DBO típicas de esgoto bruto próximo à relatada nesta pesquisa: Noyola et al., (2012), 244 mg/L, Hayati, Doosti e Sayadi (2013), 464 mg/L, Farzadkia, Ehrampoush e Sadeghi (2014), 272 mg/L, Sánchez e Matsumoto (2012), 235 mg/L e Rahmatiyar et al., (2015), 371 mg/L.

Para a eficiência de remoção de DBO, von Sperling et al., (2003); Oliveira (2006); Jordão e Pessoa (2014) e von Sperling (2014), apresentam valores de 75 a 85%, valores próximos ao obtido nesta pesquisa, que foi de 75%.

Oliveira e von Sperling (2005) observaram um sistema composto por lagoa anaeróbia seguida de uma facultativa, que apresentou DBO final de 89 mg/L, tendo eficiência de 82%, valores melhores que os apresentados nos resultados da ETE Antas em Dracena.

Sousa Neto et al., (2012) avaliaram o esgoto sanitário tratado em sistema de tratamento com lagoas de estabilização, Mossoró, RN. Os autores apresentaram o valor de 7,4 para o pH, próximo ao apresentado nesta pesquisa.

Furtado et al., (2009) avaliaram o esgoto tratado na ETE localizada em Cajati-SP, com sistema constituído de uma lagoa anaeróbia seguida por facultativa e tanque de cloração, e apresentaram valores de pH de 8,00 a 9,33.

Lopes (2015) caracterizou o efluente da ETE da cidade de Santa Helena-PR, constituída de sistema de tratamento por meio de lagoas de estabilização. O autor apresentou valores de pH de 6,52 a 8,12 no efluente da ETE em estudo.

Com base nas literaturas apresentadas, os valores determinados para os parâmetros avaliados, no esgoto bruto e efluente da ETE Antas no município de Dracena-SP, apresentaram valores aproximados.

5.2 Resultados dos ensaios com o coagulante cloreto férrico incluindo a floculação

Após a caracterização do esgoto bruto e do efluente da ETE Antas, foram iniciados os estudos com os coagulantes. O primeiro teste foi feito com o cloreto férrico, nas dosagens de 25; 50; 75; 100; 125 e 150 mg/L. Os resultados deste primeiro teste são apresentados nas Tabela 2.

Tabela 2. Remoção de DBO do primeiro teste com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra com floculação no efluente da ETE Antas

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	76,00	76,00	76,00	76,00	76,00	76,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	72,00	58,00	54,00	49,00	47,00	46,00
Padrão de Lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	75,08	80,98	82,29	83,93	84,59	84,91
Eficiência mínima Requerida (%)	80,00	80	80	80	80	80
pH inicial	7,60	7,60	7,60	7,60	7,60	7,60
pH final	7,40	7,30	7,10	6,90	6,80	6,70

Fonte: Próprio autor

Tabela 3. Remoção de DBO do segundo teste com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra com floculação no efluente da ETE Antas

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	76,00	76,00	76,00	76,00	76,00	76,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	69,00	61,00	57,00	56,00	49,00	42,00
Padrão de Lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	77,37	80,00	81,13	81,63	83,93	86,22
Eficiência mínima Requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	7,80	7,80	7,80	7,80	7,80	7,80
pH final	7,60	7,40	7,10	6,90	6,90	6,70

Fonte: Próprio autor

Tabela 4. Remoção de DBO do terceiro teste com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra com floculação no efluente da ETE Antas

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	76,00	76,00	76,00	76,00	76,00	76,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	70,00	56,00	53,00	52,00	50,00	46,00

Continua

Tabela 4. Remoção de DBO do terceiro teste com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra com floculação no efluente da ETE Antas

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					Conclusão
	25	50	75	100	125	
Padrão de Lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	77,04	81,63	82,62	82,95	83,60	84,91
Eficiência mínima Requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	7,80	7,80	7,80	7,80	7,80	7,80
pH final	7,50	7,30	7,20	7,00	6,90	6,80

Fonte: Próprio autor

Na Tabela 5 estão apresentados os valores médios de remoção de DBO com a utilização do coagulante cloreto férrico utilizando o pH natural do efluente da ETE Antas.

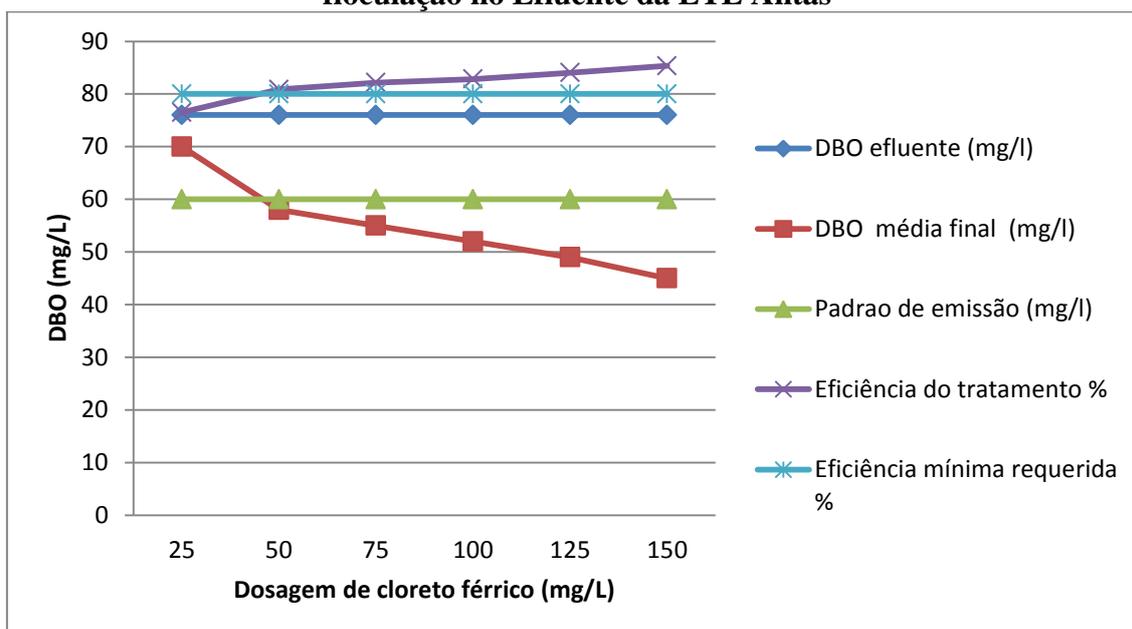
Tabela 5. Valores médios de DBO final com a utilização do cloreto férrico com pH natural da amostra e com floculação no efluente da ETE Antas

DBO pós-tratamento (mg/L)	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	
Análise 1 (mg/L)	72,00	58,00	54,00	49,00	47,00	46,00
Análise 2 (mg/L)	69,00	61,00	57,00	56,00	49,00	42,00
Análise 3 (mg/L)	70,00	56,00	53,00	52,00	50,00	46,00
Média (mg/L)	70,00	58,00	55,00	52,00	49,00	45,00
Padrão de Lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência Média (%)	76,49	80,87	82,18	82,83	84,04	85,34
Eficiência mínima Requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00

Fonte: Próprio autor

Com o valor médio de DBO remanescente e a eficiência média de remoção de DBO utilizando o cloreto férrico como coagulante e com a etapa de floculação, foi possível montar um gráfico comparativo entre DBO média final do tratamento e DBO exigida no padrão de emissão do Decreto 8468 de 1976 do estado de São Paulo, bem como a eficiência alcançada com o pós-tratamento físico-químico e a eficiência requerida no padrão de emissão. A Figura 9 representa esta comparação.

Figura 9. Resultados de DBO com a utilização do cloreto férrico com pH natural e floculação no Efluente da ETE Antas



Fonte: Próprio autor

Os resultados apresentados neste primeiro teste com a utilização de cloreto férrico como coagulante e realização da floculação, demonstraram que a dosagem de 25 mg/L não atingiu, em nenhuma das três repetições do teste, os padrões mínimos exigidos pelo Decreto 8468 de 1976, apresentando como valor médio 70 mg/L para a DBO remanescente após o tratamento físico-químico, uma vez que a DBO para lançamento apresentada no decreto é de 60 mg/L.

A dosagem de 50 mg/L apresentou no segundo teste uma DBO remanescente de 61 mg/L, valor este acima dos 60 mg/L exigido pelo decreto 8468 de 1976, porém, este teste alcançou uma eficiência de 80% de DBO, valor este aceito pelas exigências da legislação estadual. Nesta dosagem a DBO final média dos três testes foi de 58 mg/L, ficando dentro das exigências para emissão.

As dosagens de 75; 100; 125 e 150 mg/L de cloreto férrico apresentaram DBO final sempre abaixo do valor exigido no decreto 8468 de 1976, com DBO média final de

55; 52; 49 e 45 mg/L respectivamente. Porém é necessário ressaltar que estas dosagens causaram uma diminuição do pH do efluente da ETE Antas.

Sobre as eficiências de remoção de DBO, somente a dosagem de 25 mg/L não atingiu a eficiência mínima de 80% exigida pelo decreto 8468 de 1976, alcançando eficiência de 76,49%.

5.3 Alteração das características do efluente das lagoas

Após a conclusão do primeiro teste com o cloreto férrico, foi constatado que a DBO no efluente da lagoa facultativa aumentou para aproximadamente 120 mg/L, diferenciando do valor médio de 76 mg/L, que foi determinado nos ensaios anteriores.

Na tentativa de entender o ocorrido, fez-se consulta à concessionária EMDAEP (Empresa de Desenvolvimento de Água, Esgoto e Pavimentação de Dracena) para averiguar o fato supracitado.

A EMDAEP, por meio do seu encarregado do setor de esgoto, informou que a primeira lagoa anaeróbia foi desativada para manutenção na tubulação que transportava o efluente da primeira lagoa anaeróbia para a segunda lagoa anaeróbia. Deste modo a segunda lagoa anaeróbia passou a receber o esgoto bruto.

Com o esclarecimento do funcionário da EMDAEP e análise no efluente da lagoa facultativa, constatou-se que o aumento da DBO final da ETE Antas pode estar relacionado ao aumento da carga orgânica volumétrica e a diminuição dos tempos de detenção hidráulica das lagoas, proporcionando uma diminuição da eficiência do tratamento na ETE Antas.

Em vista do exposto foi necessário fazer outro ensaio com o cloreto férrico para verificar sua eficiência no efluente com concentração de DBO de 120 mg/L.

5.4 Resultados do segundo ensaio com o coagulante cloreto férrico com floculação

Nas Tabelas 6 a 8 estão apresentados os resultados das análises dos ensaios com o coagulante cloreto férrico em relação à remoção de DBO e a alteração ocorrida no pH do efluente.

Tabela 6. Remoção de DBO do primeiro teste do segundo ensaio com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra com floculação

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	113,00	73,00	60,00	59,00	57,00	51,00
Padrão de Lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	62,95	76,06	80,32	80,65	81,31	83,27
Eficiência mínima Requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	7,80	7,80	7,80	7,80	7,80	7,80
pH final	7,50	7,30	7,00	6,90	6,90	6,80

Fonte: Próprio autor

Tabela 7. Remoção de DBO do segundo teste do segundo ensaio com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra com floculação

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	117,00	78,00	60,00	55,00	52,00	47,00
Padrão de Lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00

Continua

Tabela 7. Remoção de DBO do segundo teste do segundo ensaio com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra com floculação

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					Conclusão
	25	50	75	100	125	
Eficiência do pós-tratamento (%)	61,63	74,42	80,32	81,96	82,95	84,59
Eficiência mínima Requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	7,60	7,60	7,60	7,60	7,60	7,60
pH final	7,40	7,20	7,10	7,00	6,80	6,80

Fonte: Próprio autor

Tabela 8. Remoção de DBO do terceiro teste do segundo ensaio com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra com floculação

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					Conclusão
	25	50	75	100	125	
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	112,00	70,00	57,00	57,00	50,00	49,00
Padrão de Lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	63,27	77,04	81,31	81,31	83,60	83,93
Eficiência mínima Requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	7,60	7,60	7,60	7,60	7,60	7,60
pH final	7,40	7,40	7,00	6,90	6,80	6,70

Fonte: Próprio autor

Na Tabela 9 está apresentado o comparativo entre os valores médios de DBO final após o tratamento físico-químico com o coagulante cloreto férrico em relação os valores exigidos no decreto 8468 de 1976.

Tabela 9. Valores médios de DBO final com a utilização do cloreto férrico com pH natural da amostra e com floculação

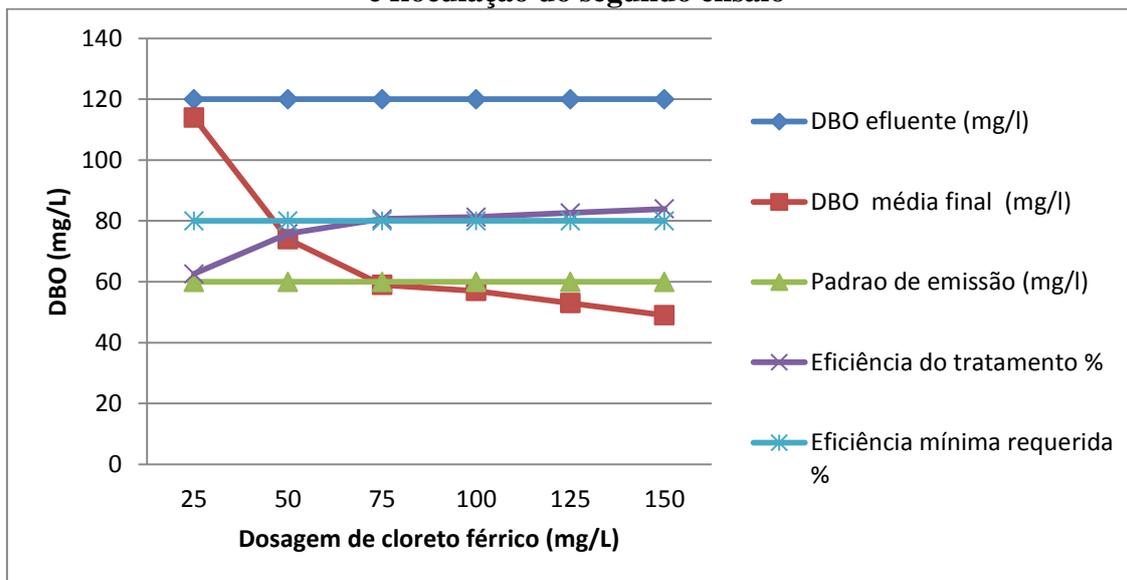
DBO pós-tratamento (mg/L)	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
Análise 1 (mg/L)	113,00	73,00	60,00	59,00	57,00	51,00
Análise 2 (mg/L)	117,00	78,00	60,00	55,00	52,00	47,00
Análise 3 (mg/L)	112,00	70,00	57,00	57,00	50,00	49,00
Média (mg/L)	114,00	74,00	59,00	57,00	53,00	49,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência Média (%)	62,61	75,84	80,65	81,30	82,62	83,93
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00

Fonte: Próprio autor

Para a melhor visualização da comparação entre os resultados de DBO após o tratamento físico-químico, bem como a comparação da eficiência alcançada pelo tratamento proposto em relação à eficiência exigida no padrão de emissão de efluentes no estado de São Paulo, foi elaborado um gráfico que é apresentado na Figura 10.

Como pode ser observado o aumento da dosagem de coagulante também proporcionou um aumento na eficiência de remoção de DBO, desta forma a menor eficiência de remoção de DBO foi alcançada com a menor dosagem do coagulante cloreto férrico que foi de 25 mg/L e a maior eficiência foi alcançada com a maior dosagem de coagulante que foi de 150 mg/L.

Figura 10. Resultados de DBO com a utilização do cloreto férrico com pH natural e floculação do segundo ensaio



Fonte: Próprio autor

Os resultados apresentados demonstram a viabilidade de utilização do coagulante cloreto férrico para atingir os objetivos desta pesquisa, a partir da dosagem de 75 mg/L. Com esta dosagem foi possível obter DBO média de 59 mg/L, alcançando uma eficiência de 80,65% de remoção de DBO.

Nas dosagens de 25 e 50 mg/L não foram obtidos resultados satisfatórios em relação aos objetivos desta pesquisa, uma vez que para os testes realizados com estas dosagens não se obteve DBO final menor que 60 mg/L e eficiência de remoção de DBO maior ou igual a 80%.

Para a dosagem de 25 mg/L a DBO final média foi de 114 mg/L com eficiência de remoção de 62,61% e para a dosagem de 50 mg/L de cloreto férrico a DBO final média foi de 74 mg/L com eficiência de remoção igual a 75,84%.

Para as dosagens de 100, 125 e 150 mg/L de cloreto férrico foram observadas concentrações médias de DBO de 57, 53 e 49 mg/L respectivamente.

Relacionando os resultados observados neste ensaio com o objetivo desta pesquisa, foi constatado que as dosagens de 75; 100; 125 e 150 mg/L de cloreto férrico com pH natural do efluente da ETE Antas e com a etapa de floculação, podem proporcionar um efluente final com características que atendem o padrão de emissão exigido no Decreto 8468 de 1976 no estado de São Paulo.

5.5 Resultados do ensaio com o coagulante cloreto férrico sem floculação

Neste ensaio foi utilizado o coagulante cloreto férrico nas dosagens de 25; 50; 75; 100; 125 e 150 mg/L com os parâmetros operacionais já descritos anteriormente, porém, neste teste a etapa de floculação não foi incluída com o objetivo de otimizar o processo proposto e conseqüentemente, reduzir o tempo de tratamento bem como os custos com energia utilizada na etapa de floculação. Os resultados estão apresentados nas Tabelas 10, 11 e 12.

Tabela 10. Remoção de DBO do primeiro teste com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra sem floculação

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	117,00	96,00	91,00	84,00	77,00	73,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	61,63	68,52	70,16	72,45	74,75	76,06
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	7,50	7,50	7,50	7,50	7,50	7,50
pH final	7,30	7,10	7,00	6,90	6,80	6,70

Fonte: Próprio autor

Tabela 11. Remoção de DBO do segundo teste com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra sem floculação

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00

Continua

Tabela 11. Remoção de DBO do segundo teste com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra sem floculação

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					Conclusão
	25	50	75	100	125	
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	112,00	93,00	86,00	78,00	69,00	65,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	63,27	69,50	71,80	74,42	77,37	78,68
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	7,60	7,60	7,60	7,60	7,60	7,60
pH final	7,40	7,20	6,90	6,90	6,80	6,80

Fonte: Próprio autor

Tabela 12. Remoção de DBO do terceiro teste com a utilização de cloreto férrico com pH natural da amostra sem floculação

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					Conclusão
	25	50	75	100	125	
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	108,00	99,00	87,00	81,00	75,00	70,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	64,59	67,54	71,47	73,44	75,40	77,04
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	7,80	7,80	7,80	7,80	7,80	7,80
pH final	7,50	7,20	7,00	7,00	6,90	6,90

Fonte: Próprio autor

Na Tabela 13 está apresentado o comparativo entre os valores médios de concentração de DBO final após o tratamento físico-químico com o coagulante cloreto férrico com pH natural do efluente da ETE Antas e sem a etapa de floculação, e os valores exigidos no Decreto 8468 de 1976, Estado de São Paulo.

Tabela 13. Valores médios de DBO final com a utilização do cloreto férrico com pH natural da amostra sem floculação

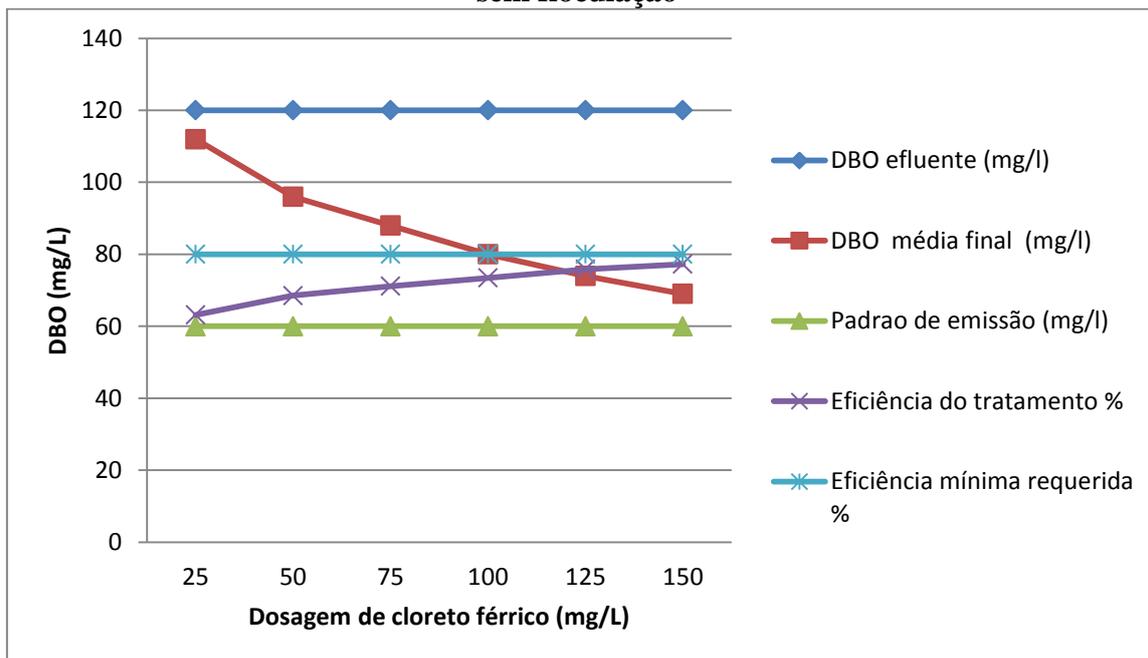
DBO pós-tratamento (mg/L)	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
Análise 1 (mg/L)	117,00	96,00	91,00	84,00	77,00	73,00
Análise 2 (mg/L)	112,00	93,00	86,00	78,00	69,00	65,00
Análise 3 (mg/L)	108,00	99,00	87,00	81,00	75,00	70,00
Média (mg/L)	112,00	96,00	88,00	80,00	74,00	69,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência média (%)	63,16	68,52	71,14	73,43	75,84	77,26
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00

Fonte: Próprio autor

Com os valores médios observados neste ensaio foi possível elaborar um gráfico apresentado na Figura 11.

Os resultados deste ensaio assim como os resultados do ensaio anterior apresentaram como característica o aumento da eficiência de remoção de DBO com o aumento da dosagem de coagulante utilizada, deste modo a menor eficiência foi alcançada com a menor dosagem de coagulante que foi de 25 mg/L e a maior dosagem de coagulante que foi de 150 mg/L proporcionou a maior eficiência de remoção de DBO.

Figura 11. Resultados de DBO com a utilização do cloreto férrico com pH natural sem floculação



Fonte: Próprio autor

Neste ensaio a etapa de floculação não foi incluída e, por este fato, foram observados resultados inferiores aos resultados do ensaio quando a floculação foi incluída.

Todas as dosagens testadas não atingiram a eficiência mínima requerida bem como a DBO exigida para emissão de efluentes, apresentado no Decreto 8468 de 1976 do Estado de São Paulo.

Os melhores resultados para este ensaio foram obtidos para a dosagem de 150 mg/L, no qual foram observados valores de DBO media final e eficiência do tratamento de 69 mg/L e 77,26%, respectivamente.

Observando os resultados dos ensaios com cloreto férrico com pH natural do efluente da ETE Antas, foi verificado que o ensaio sem a inclusão da floculação não atendeu os objetivos desta pesquisa em nenhuma das dosagem avaliadas, inviabilizando, desta forma, a possibilidade da não inclusão da etapa de floculação.

5.6 Resultados do ensaio com o coagulante cloreto férrico com floculação e pH 5 do efluente da ETE Antas

A influência do pH no tratamento com cloreto férrico foi avaliada mediante a adição de ácido clorídrico até pH inicial de 5.

Neste ensaio foi incluída a etapa de floculação e os resultados estão apresentados nas Tabelas 14, 15 e 16.

Tabela 14. Remoção de DBO do primeiro teste com a utilização de cloreto férrico em pH 5 do efluente da ETE Antas com floculação

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	50,00	36,00	27,00	33,00	39,00	42,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	83,60	88,19	91,14	89,18	87,21	86,22
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00
pH final	4,90	4,20	3,50	3,30	3,10	3,00

Fonte: Próprio autor

Tabela 15. Remoção de DBO do segundo teste com a utilização de cloreto férrico com pH 5 do efluente da ETE Antas com floculação

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	62,00	38,00	32,00	35,00	43,00	47,00

Continua

Tabela 15. Remoção de DBO do segundo teste com a utilização de cloreto férrico com pH 5 do efluente da ETE Antas com floculação

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					Conclusão
	25	50	75	100	125	
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	79,67	87,54	89,50	88,52	85,90	84,59
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00
pH final	4,80	4,20	3,70	3,40	3,10	3,10

Fonte: Próprio autor

Tabela 16. Remoção de DBO do terceiro teste com a utilização de cloreto férrico com pH 5 do efluente da ETE Antas com floculação

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					Conclusão
	25	50	75	100	125	
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	58,00	42,00	33,00	28,00	35,00	45,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	80,98	86,22	89,18	90,81	88,52	85,24
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00
pH final	4,80	4,40	3,50	3,30	3,30	3,10

Fonte: Próprio autor

Na Tabela 17 está apresentado o comparativo entre os valores médios de DBO final após o tratamento físico-químico com o coagulante cloreto férrico em pH 5 do efluente da ETE Antas e com a etapa de floculação, e os valores exigidos no Decreto 8468 de 1976, Estado de São Paulo.

Tabela 17. Valores médios de DBO final com a utilização do cloreto férrico em pH 5 do efluente da ETE Antas com a inclusão da floculação

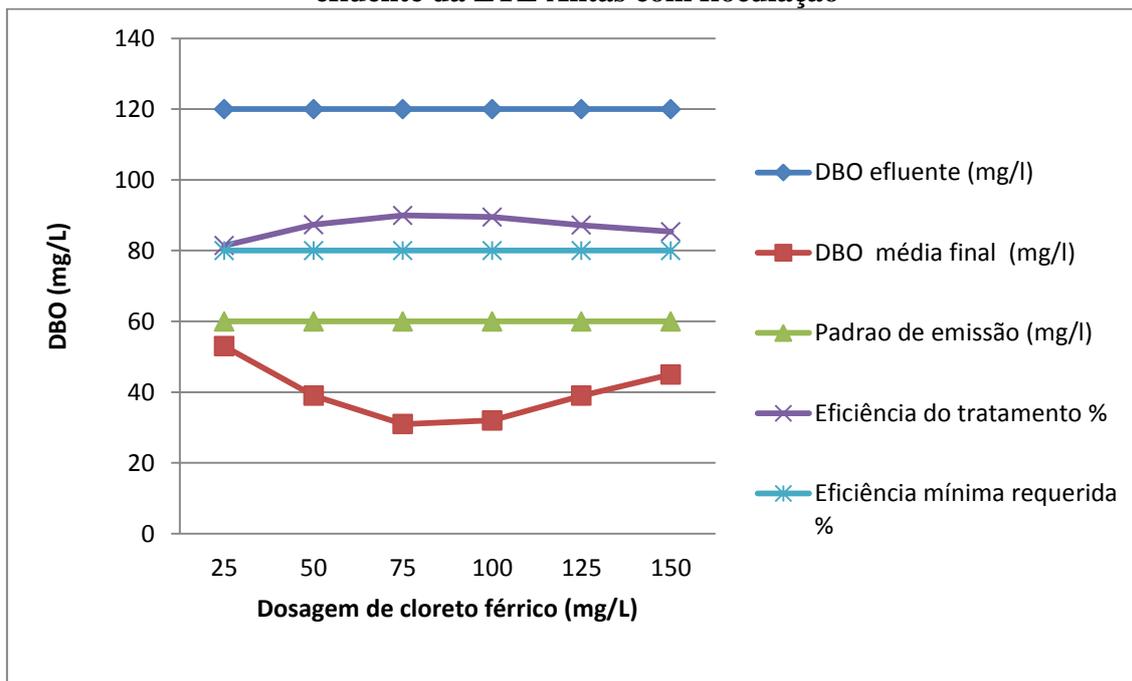
DBO pós-tratamento (mg/L)	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
Análise 1 (mg/L)	50,00	36,00	27,00	33,00	39,00	42,00
Análise 2 (mg/L)	62,00	38,00	32,00	35,00	43,00	47,00
Análise 3 (mg/L)	58,00	42,00	33,00	28,00	35,00	45,00
Média (mg/L)	53,00	39,00	31,00	32,00	39,00	45,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência média (%)	81,41	87,31	89,94	89,50	87,21	85,35
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00

Fonte: Próprio autor

Na Figura 12 está representado o comparativo entre os resultados de DBO obtidos pelas dosagens de cloreto férrico, utilizadas neste ensaio, as eficiências alcançadas pelas dosagens utilizadas e os limites estabelecidos no Decreto 8468 de 1976, Estado de São Paulo, para emissão de efluentes considerando a DBO.

O ensaio analisado apresentou resultados com uma característica diferente dos resultados dos ensaios anteriores, uma vez que os resultados deste ensaio não apresentaram um aumento da eficiência de remoção de DBO em relação ao aumento da dosagem do coagulante, desta forma a maior eficiência não foi alcançada com a maior dosagem de coagulante utilizada.

Figura 12. Resultados de DBO com a utilização do cloreto férrico em pH 5 do efluente da ETE Antas com floculação



Fonte: Próprio autor

A diminuição do pH do efluente para 5 proporcionou melhores resultados em comparação com os ensaios anteriores, em relação a eficiência de remoção de DBO e a concentração de DBO remanescente.

Neste ensaio as dosagens de 25 e 50 mg/L de cloreto férrico proporcionaram efluentes com características que enquadram os efluentes aos padrões de lançamento de efluentes em relação à remoção de DBO, exigidos no decreto 8468 de 1976 no Estado de São Paulo, fato este que não ocorreu nos ensaios anteriores, quando foi utilizado o pH natural do efluente da ETE Antas. As dosagens de 25 e 50 mg/L apresentaram eficiência de remoção de DBO e concentração média final de DBO respectivamente de 81,41 e 87,31% e 53 e 39 mg/L.

As maiores eficiências de remoção de DBO foram alcançadas com a utilização das dosagens de 75 e 100 mg/L, sendo 89,94 e 89,50% respectivamente. Este ensaio demonstrou que dosagens de cloreto férrico acima de 100 mg/L e pH 5, não proporcionaram um aumento de eficiência para remoção de DBO, fato este comprovado pelos resultados obtido para as dosagens de 125 e 150 mg/L.

A dosagem de 125 mg/L resultou em DBO média final de 39 mg/L atingindo uma eficiência de 87,21% de remoção de DBO. Na dosagem de 150 a DBO final foi de 45 mg/L e eficiência de remoção de DBO de 85,35%.

Todavia, apesar dos ótimos resultados apresentados neste ensaio em relação à remoção de DBO, um fator que deve ser analisado são os valores do pH após o tratamento físico-químico, que não se enquadraram nos limites estabelecidos no Decreto 8468 de 1976, Estado de São Paulo. O pH será discutido posteriormente.

5.7 Resultados do ensaio com o coagulante cloreto férrico sem floculação e pH 5 do efluente ETE Antas

Para este ensaio novamente o pH do efluente da ETE Antas foi diminuído para 5 com adição de HCl, sem a etapa de floculação. Os resultados deste ensaio estão apresentados nas Tabelas 18, 19 e 20.

Tabela 18. Remoção de DBO do primeiro teste com a utilização de cloreto férrico em pH 5 do efluente da ETE Antas sem floculação

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	68,00	47,00	49,00	52,00	51,00	51,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	77,70	84,59	83,93	82,95	83,27	83,27
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00
pH final	4,70	4,00	3,70	3,50	3,30	3,20

Fonte: Próprio autor

Tabela 19. Remoção de DBO do segundo teste com a utilização de cloreto férrico com pH 5 do efluente da ETE Antas sem floculação

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	65,00	49,00	46,00	45,00	44,00	53,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	78,68	83,93	84,91	85,24	85,57	82,62
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00
pH final	4,70	4,30	3,80	3,50	3,40	3,40

Fonte: Próprio autor

Tabela 20. Remoção de DBO do terceiro teste com a utilização de cloreto férrico com pH 5 do efluente da ETE Antas sem floculação

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	72,00	55,00	40,00	50,00	48,00	59,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00

Continua

Tabela 20. Remoção de DBO do terceiro teste com a utilização de cloreto férrico com pH 5 do efluente da ETE Antas sem floculação

Parâmetro	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					Conclusão
	25	50	75	100	125	
Eficiência do pós-tratamento (%)	76,39	81,96	86,88	83,60	84,26	80,65
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00
pH final	4,70	4,40	3,80	3,40	3,30	3,10

Fonte: Próprio autor

Na Tabela 21 está apresentado o comparativo entre os valores médios de DBO final após o tratamento físico-químico com o coagulante cloreto férrico em pH 5 do efluente da ETE Antas e sem a etapa de floculação e os valores exigidos no Decreto 8468 de 1976, Estado de São Paulo.

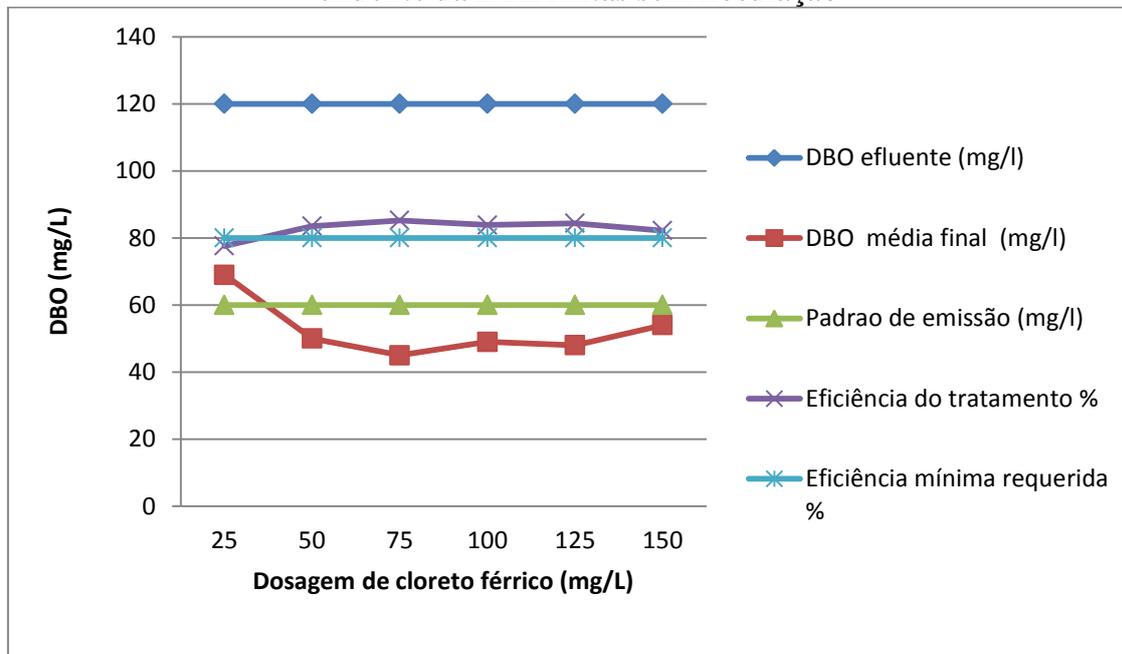
Tabela 21. Valores médios de DBO final com a utilização do cloreto férrico em pH 5 do efluente da ETE Antas sem realização da floculação

DBO pós-tratamento (mg/L)	Dosagem de cloreto férrico (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
Análise 1 (mg/L)	68,00	47,00	49,00	52,00	51,00	51,00
Análise 2 (mg/L)	65,00	49,00	46,00	45,00	44,00	53,00
Análise 3 (mg/L)	72,00	55,00	40,00	50,00	48,00	59,00
Média (mg/L)	69,00	50,00	45,00	49,00	48,00	54,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência média (%)	77,59	83,49	85,24	83,83	84,36	82,18
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00

Fonte: Próprio autor

A partir dos resultados obtidos neste ensaio elaborou-se o gráfico comparativo apresentado na Figura 13, por meio do qual é possível comparar os resultados do ensaio com os limites para lançamento de efluente em relação à DBO no Estado de São Paulo.

Figura 13. Resultados de DBO com a utilização do cloreto férrico em pH 5 do efluente da ETE Antas sem floculação



Fonte: Próprio autor

Os resultados evidenciaram que a aplicação do coagulante cloreto férrico em efluentes com pH em valores mais ácidos potencializam a eficiência deste coagulante.

Contudo, este fato não foi suficiente para proporcionar que a dosagem de 25 mg/L do coagulante cloreto férrico apresentasse um efluente com valores que o enquadrasse nos padrões de emissão no Estado de São Paulo, pois a dosagem de 25 mg/L de cloreto férrico proporcionou uma DBO media final de 69 mg/L e eficiência de tratamento de 77,59%.

Com o aumento da dosagem do coagulante de 25 mg/L para 50 mg/L, foi possível observar um aumento na eficiência e conseqüentemente uma menor DBO remanescente, de 50 mg/L e eficiência de remoção de 83,49%.

A dosagem de cloreto férrico que apresentou os melhores resultados foi a de 75 mg/L, com 85,24% de eficiência do tratamento e uma DBO remanescente de 45 mg/L.

Todavia, o aumento de 25 mg/L de coagulante elevando a dosagem para 100 mg/L, não proporcionou um aumento na eficiência do tratamento, que foi de 83,83% e DBO remanescente de 49 mg/L.

As dosagens de 125 e 150 mg/L de cloreto férrico também apresentaram resultados inferiores aos resultados da dosagem de 75 mg/L, com eficiências de 84,36 e 82,18% e DBO final de 48 e 54 mg/L, respectivamente.

5.8 Resultados do ensaio com o coagulante tanino com floculação e pH natural do efluente da ETE Antas

Na tentativa de propor um aumento de eficiência para o tratamento de esgoto na ETE Antas no município de Dracena-SP, com o objetivo de enquadrar o efluente ao padrão de emissão exigido no Estado de São Paulo, a avaliação de outro coagulante se faz necessária para comparação de alternativas. Mediante este fato, foram feitos dois ensaios com o coagulante natural tanino em condições diferentes.

O primeiro ensaio foi feito seguindo as condições usadas nos ensaios anteriores, inclusive com a etapa de floculação e pH natural do efluente da ETE Antas. Os resultados do primeiro ensaio com utilização de tanino como coagulante em relação à remoção de DBO são apresentados na Tabela 22, 23 e 24.

Tabela 22. Remoção de DBO do primeiro teste com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas com floculação

Parâmetro	Dosagem de tanino (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	71,00	51,00	52,00	59,00	63,00	65,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	76,72	83,27	82,95	80,65	79,34	78,68
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	7,50	7,50	7,50	7,50	7,50	7,50
pH final	7,60	7,50	7,60	7,60	7,40	7,30

Fonte: Próprio autor

Tabela 23. Remoção de DBO do segundo teste com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas com floculação

Parâmetro	Dosagem de tanino (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	68,00	46,00	49,00	51,00	61,00	62,00
Padrão de Lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	77,70	84,91	83,93	83,27	80,00	79,67
Eficiência mínima Requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	7,50	7,50	7,50	7,50	7,50	7,50
pH final	7,50	7,60	7,40	7,50	7,50	7,60

Fonte: Próprio autor

Tabela 24. Remoção de DBO do terceiro teste com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas com floculação

Parâmetro	Dosagem de tanino (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	65,00	54,00	44,00	55,00	55,00	57,00
Padrão de Lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	78,68	82,29	85,57	81,96	81,96	81,31

Continua

Tabela 24. Remoção de DBO do terceiro teste com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas com floculação

Parâmetro	Dosagem de tanino (mg/L)					Conclusão
	25	50	75	100	125	
Eficiência mínima Requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	7,30	7,30	7,30	7,30	7,30	7,30
pH final	7,50	7,30	7,40	7,40	7,30	7,20

Fonte: Próprio autor

Na Tabela 25 está apresentado o comparativo entre os valores médios de DBO final após o tratamento físico-químico com o coagulante tanino com pH natural do efluente da ETE Antas com a realização da etapa de floculação e os valores exigidos no Decreto 8468 de 1976, Estado de São Paulo.

Tabela 25. Valores médios de DBO final com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas com realização da floculação

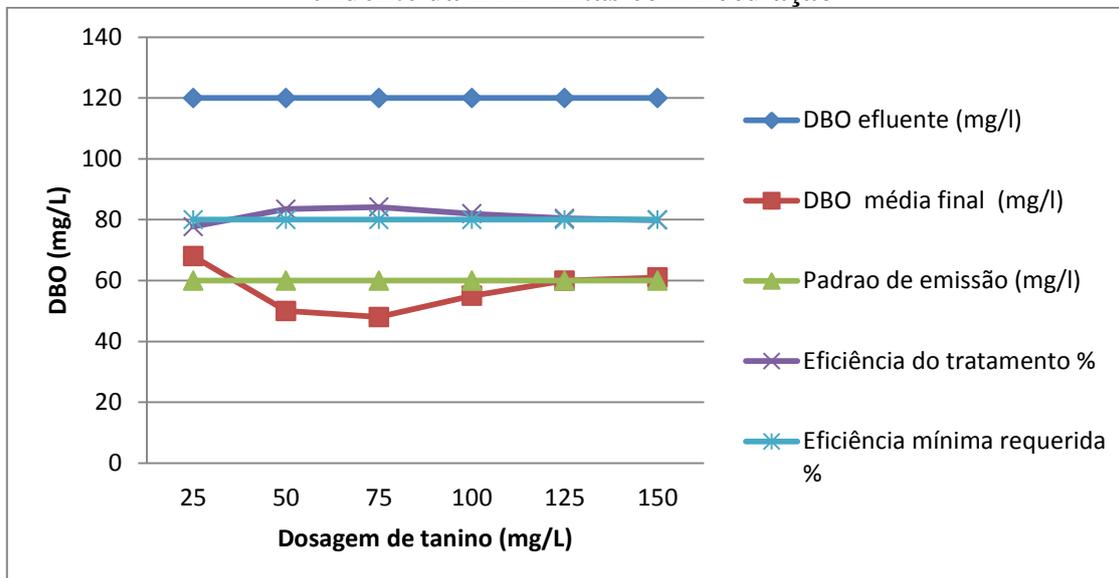
DBO pós-tratamento (mg/L)	Dosagem de tanino (mg/L)					
	25	50	75	100	125	
Análise 1 (mg/L)	71,00	51,00	52,00	59,00	63,00	65,00
Análise 2 (mg/L)	68,00	46,00	49,00	51,00	61,00	62,00
Análise 3 (mg/L)	65,00	54,00	44,00	55,00	55,00	57,00
Média (mg/L)	68,00	50,00	48,00	55,00	60,00	61,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência média (%)	77,70	83,49	84,15	81,96	80,43	79,88
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00

Fonte: Próprio autor

Com os resultados da Tabela 25 foi possível elaborar o gráfico apresentado na Figura 14. Neste gráfico é possível comparar os resultados obtidos com a utilização do

tanino como coagulante em relação aos valores exigidos no Decreto 8468 de 1976, Estado de São Paulo.

Figura 14. Resultados de DBO com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas com floculação



Fonte: Próprio autor

Os resultados do ensaio com tanino mostraram que a dosagem de 25 mg/L não apresentou resultados satisfatórios em relação ao objetivo desta pesquisa, apresentando uma eficiência de remoção de DBO de 77,70% e DBO final de 68 mg/L.

O aumento de 25 mg/L na dosagem do coagulante proporcionando uma dosagem de 50 mg/L, aumentou a eficiência do tratamento em relação a dosagem de 25 mg/L, apresentando resultados que enquadram o efluente na legislação pertinente para lançamento de efluentes no estado de São Paulo. O ensaio utilizando a dosagem de 50 mg/L apresentou eficiência de 83,49% de remoção de DBO e DBO remanescente de 50 mg/L.

A dosagem do coagulante tanino que apresentou os melhores resultados neste ensaio foi a de 75 mg/L, com 84,15% de eficiência na remoção de DBO e DBO final de 48 mg/L. O aumento de 25 mg/L na dosagem do coagulante teve efeito diferente ao se comparar as dosagens de 50 e 75 mg/L com as dosagens de 25 e 50 mg/L.

Apesar de a dosagem de 100 mg/L conter 25 mg/L de coagulante a mais que a dosagem de 75 mg/L, não apresentou resultados melhores, sendo observado como resultado uma eficiência de 81,96% e uma DBO remanescente de 55 mg/L.

Este aumento na dosagem do coagulante tanino e conseqüente diminuição da eficiência do tratamento também foi observado quando utilizou-se as dosagens de 125 e 150 mg/L em relação a dosagem de 100 mg/L. Os resultados para as dosagens de 125 e 150 mg/L, foram de 80,43 e 79,88% de eficiência e DBO residual de 60 e 61 mg/L, respectivamente.

5.9 Resultados do ensaio com o coagulante tanino sem floculação e pH natural do efluente da ETE Antas

Concluído o ensaio com o coagulante tanino incluindo a floculação, foi feito um ensaio com o mesmo coagulante sem a etapa de floculação. Os resultados obtidos estão apresentados nas Tabelas 26, 27 e 28.

Tabela 26. Remoção de DBO do primeiro teste com a utilização do tanino em pH natural do efluente da ETE Antas sem floculação

Parâmetro	Dosagem de tanino (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	91,00	78,00	71,00	63,00	67,00	86,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	70,16	74,42	76,72	79,34	78,03	71,80
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	7,50	7,50	7,50	7,50	7,50	7,50
pH final	7,40	7,40	7,50	7,70	7,50	7,50

Fonte: Próprio autor

Tabela 27. Remoção de DBO do segundo teste com a utilização do tanino em pH natural do efluente da ETE Antas sem floculação

Parâmetro	Dosagem de tanino (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	87,00	72,00	63,00	55,00	62,00	85,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	71,47	76,39	79,34	81,96	79,67	72,13
Eficiência mínima Requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	7,50	7,50	7,50	7,50	7,50	7,50
pH final	7,50	7,50	7,60	7,50	7,60	7,60

Fonte: Próprio autor

Tabela 28. Remoção de DBO do terceiro teste com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas sem floculação

Parâmetro	Dosagem de tanino (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
DBO entrada (mg/L)	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00	305,00
DBO saída (mg/L)	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00	120,00
DBO pós-tratamento (mg/L)	98,00	65,00	73,00	61,00	58,00	77,00
Padrão de Lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência do pós-tratamento (%)	67,86	78,68	76,06	80,00	80,98	74,75

Continua

Tabela 28. Remoção de DBO do terceiro teste com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas sem floculação

Parâmetro	Dosagem de tanino (mg/L)					Conclusão
	25	50	75	100	125	
Eficiência mínima Requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00
pH inicial	7,70	7,70	7,70	7,70	7,70	7,70
pH final	7,60	7,60	7,80	7,60	7,60	7,70

Fonte: Próprio autor

Na Tabela 29 está apresentado o comparativo entre os valores médios de DBO final após o tratamento físico-químico com o coagulante tanino com pH natural do efluente da ETE Antas sem a etapa de floculação e os valores exigidos no Decreto 8468 de 1976, Estado de São Paulo.

Tabela 29. Valores médios de DBO final com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas sem realização da floculação

DBO pós-tratamento (mg/L)	Dosagem de tanino (mg/L)					
	25	50	75	100	125	150
Análise 1 (mg/L)	91,00	78,00	71,00	63,00	67,00	86,00
Análise 2 (mg/L)	87,00	72,00	63,00	55,00	62,00	85,00
Análise 3 (mg/L)	98,00	65,00	73,00	61,00	58,00	77,00
Média (mg/L)	92,00	72,00	69,0	60,00	62,00	83,00
Padrão de lançamento (mg/L)	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00	60,00
Eficiência Média (%)	69,83	76,49	77,37	80,43	79,56	72,89
Eficiência mínima requerida (%)	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00	80,00

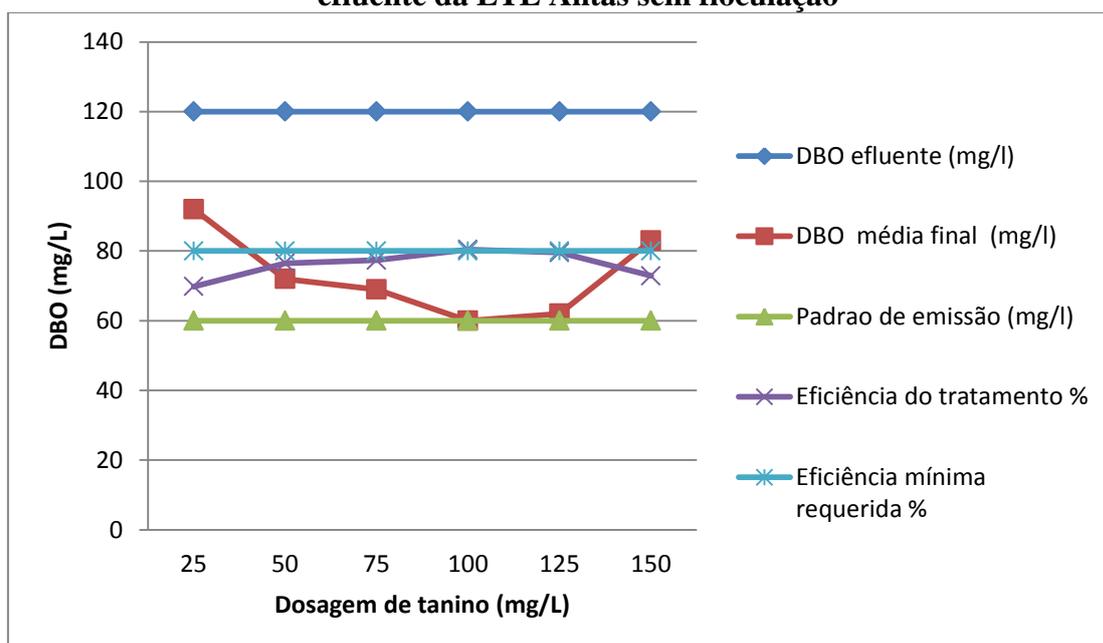
Fonte: Próprio autor

Com os resultados da Tabela 29 foi possível elaborar o gráfico apresentado na Figura 15. Neste gráfico é possível comparar os resultados obtidos com a utilização do

tanino como coagulante em relação aos valores exigidos no Decreto 8468 de 1976, Estado de São Paulo.

Os resultados apresentados neste ensaio com o coagulante tanino e sem a etapa de floculação evidenciaram a necessidade da realização da etapa de floculação, para obtenção de um efluente que atenda as exigências do Decreto 8468 de 1976 do Estado de São Paulo utilizando-se a menor dosagem de coagulante possível.

Figura 15. Resultados de DBO com a utilização do tanino com pH natural do efluente da ETE Antas sem floculação



Fonte: Próprio autor

A dosagem de 100 mg/L proporcionou um efluente com características que o enquadre aos padrões exigidos na legislação pertinente. A dosagem de 100 mg/L apresentou uma eficiência de 80,43% e DBO final de 60 mg/L, sendo estes os valores mínimos exigidos no Decreto 8468 de 1976 para lançamento de efluentes no Estado de São Paulo.

O resultado para dosagem de 125 mg/L não proporcionou efluente com características que o enquadre nas exigências do Decreto 8468 de 1976, do Estado de São Paulo, uma vez que este decreto estabelece que poderá ser lançado efluente com DBO acima de 60 mg/L, desde que o tratamento alcance uma eficiência de 80%, sendo que a dosagem de 125 mg/L resultou em eficiência de 79,86% e DBO final de 62 mg/L.

Para a dosagem de 25 mg/L de tanino foi observado uma DBO remanescente de 92 mg/L alcançando uma eficiência de 69,83%. O aumento na dosagem do coagulante

de 25 mg/L, proporcionando uma dosagem de 50 mg/L, não foi suficiente para que o efluente se enquadrasse nos padrões de lançamento, apresentando uma eficiência de 76,49% e DBO final de 72 mg/L.

A dosagem de 75 mg/L de coagulante apresentou melhores resultados em relação a dosagem de 50 mg/L, sendo observados 77,37% de eficiência de remoção de DBO e uma DBO final de 69 mg/L, resultados que não proporcionam a este efluente condições aceitáveis para lançamento.

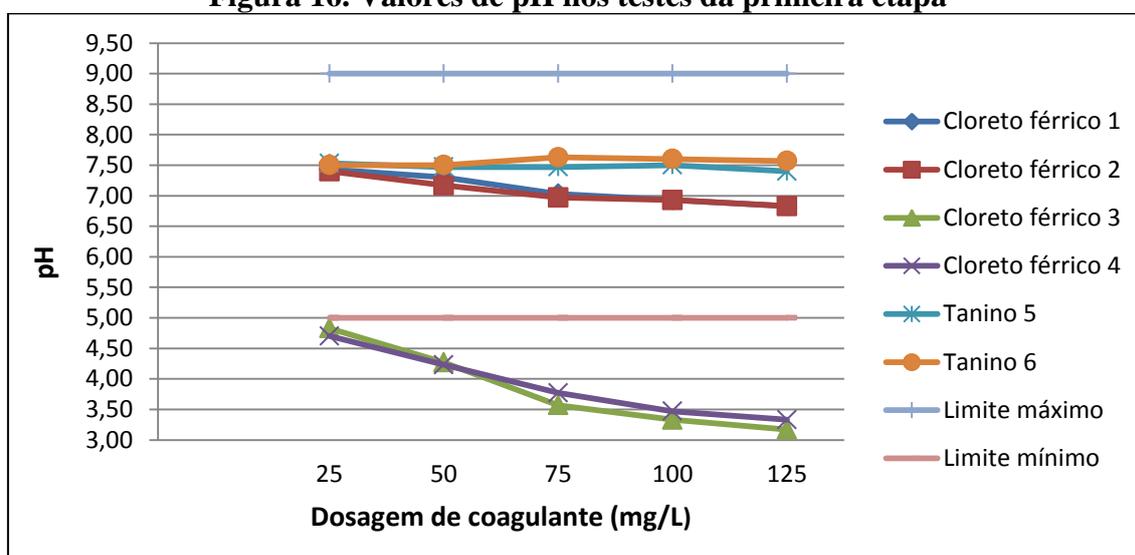
Para a dosagem de 150 mg/L do coagulante tanino foram observados resultados que não enquadram este efluente nas exigências do Decreto 8468 de 1976 do Estado de São Paulo, sendo apresentado uma DBO final de 83 mg/L e eficiência de remoção de DBO de 72,89%.

5.10 Comparação dos resultados obtidos na primeira etapa

Ao finalizar os testes com tanino e cloreto férrico para determinar a melhor dosagem para alcançar o objetivo desta pesquisa, foi necessário avaliar os resultados do pH para garantir que a dosagem de coagulante escolhida não ultrapassasse os limites estabelecidos no Decreto 8468 de 1976 do estado de São Paulo.

Na Figura 16 está apresentado o comparativo entre os resultados do pH observados na primeira etapa desta pesquisa. A legenda na Figura 17 é referente aos resultados de acordo com a sequência dos testes com tanino e cloreto férrico, já apresentados.

Figura 16. Valores de pH nos testes da primeira etapa



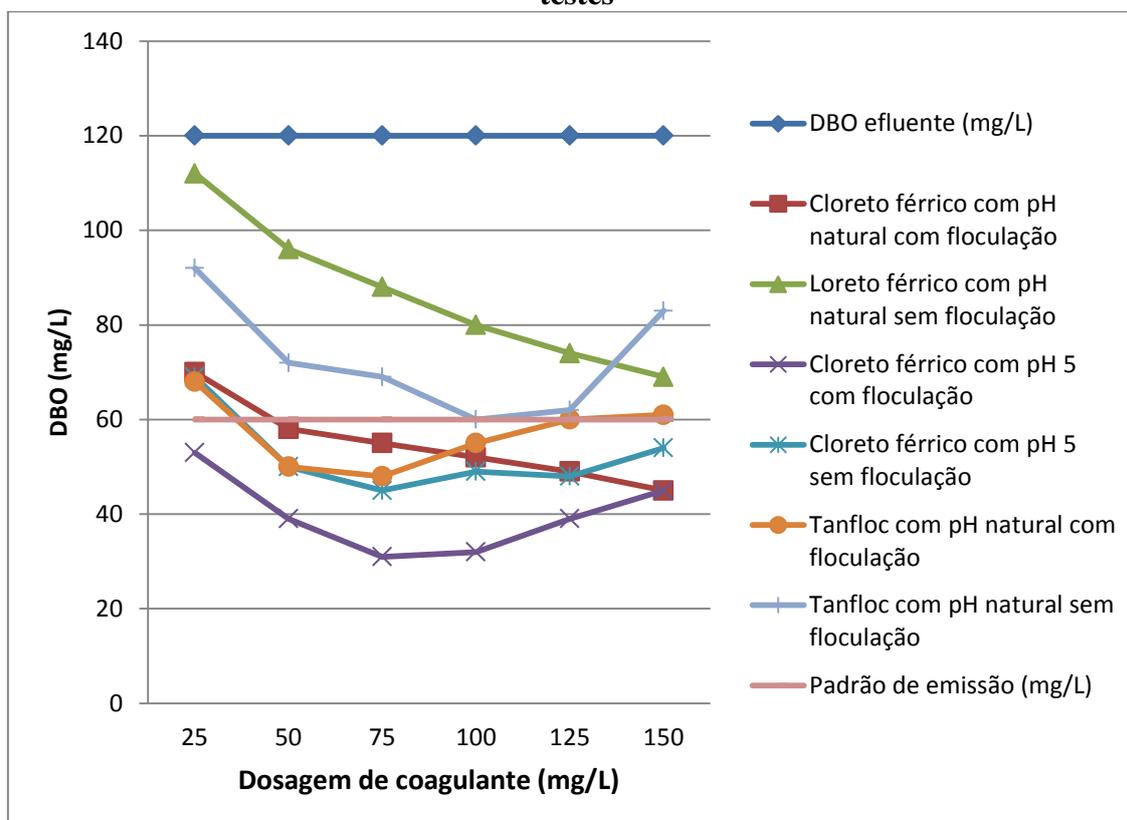
Fonte: Próprio autor

O Decreto 8468 de 1976 do Estado de São Paulo estabelece que para lançamento de efluentes o pH deve estar entre 5,0 e 9,0 como pode ser observado na Figura 16. Os valores do pH nos ensaios 3 e 4 com a utilização do cloreto férrico impossibilitaram a escolha dos procedimentos realizados nestes ensaios para a etapa seguinte desta pesquisa, pois nos ensaios 3 e 4 o pH após o tratamento físico-químico ficou abaixo do limite permitido.

Os ensaios 1, 2, 5 e 6 apresentaram valores de pH que possibilitam a utilização dos procedimentos adotados em cada ensaio na etapa posterior desta pesquisa, apresentando valores de pH na faixa de 5,0 a 9,0.

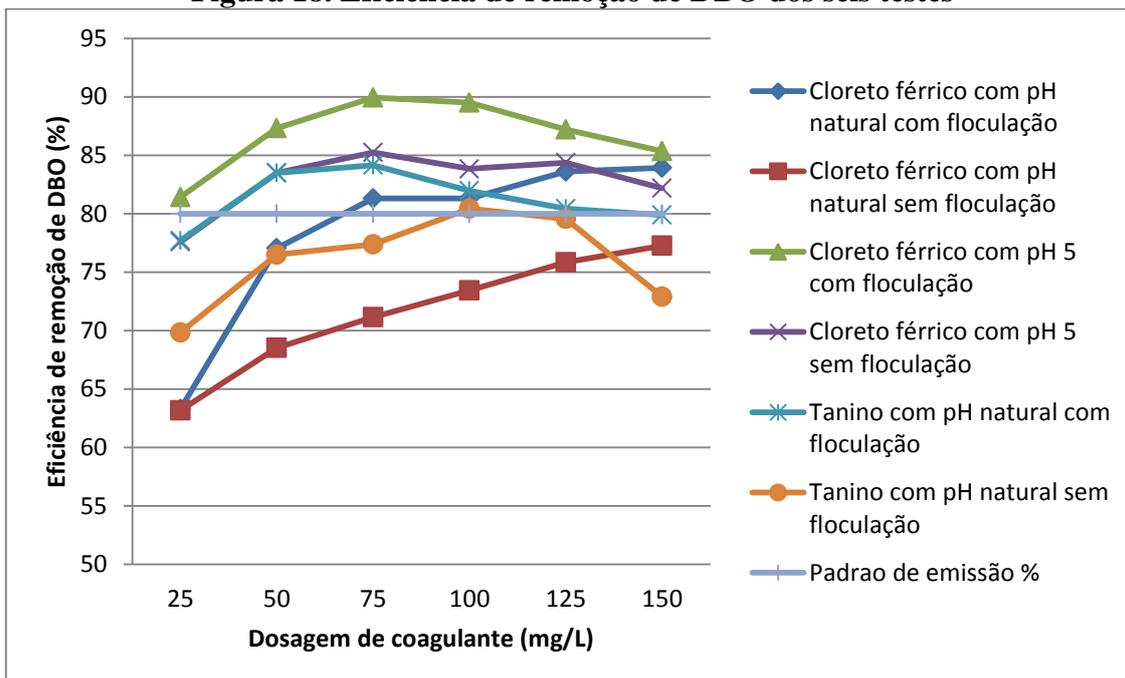
A seguir, é apresentado um comparativo entre os testes da primeira etapa relacionando os resultados da DBO em mg/L na Figura 17 e, na Figura 18, a eficiência obtida em cada ensaio em relação a remoção de DBO.

Figura 17. DBO no efluente da lagoa facultativa e DBO residual média dos seis testes



Fonte: Próprio autor

Figura 18. Eficiência de remoção de DBO dos seis testes



Fonte: Próprio autor

Finalizada a primeira etapa desta pesquisa, na qual foram feitos seis testes, sendo 4 testes com a utilização do coagulante cloreto férrico e dois testes com a utilização do coagulante tanino, com dosagens que variaram de 25 a 150 mg/L e alterando as condições de realização dos teste como já descrito.

Deste modo foi possível observar quais condições de realização dos testes e quais dosagens poderiam ser utilizadas na próxima etapa desta pesquisa, visando seu enquadramento nos padrões de lançamento de efluentes descritos no Decreto 8468 de 1976 do Estado de São Paulo.

Com base nos resultados da primeira etapa foram escolhidas as dosagens de 75 mg/L de cloreto férrico e 50 mg/L de tanino com realização da etapa de floculação.

Vale ressaltar que não foi escolhida a condição que proporcionou a melhor eficiência no pós-tratamento físico-químico, mas a que de maneira mais econômica em relação ao consumo de coagulante, proporcionou um efluente com qualidade para se enquadrar no Decreto 8468 de 1976 do Estado de São Paulo.

Desta forma, concluiu-se que as dosagens de 75 mg/L de cloreto férrico e 50 mg/L de tanino com realização da etapa de floculação sem alteração do pH do efluente, foram as condições que apresentaram melhores resultados em relação aos objetivos desta pesquisa.

Destaca-se que as dosagens de 75 e 50 mg/L de cloreto férrico e tanino respectivamente, com a realização da etapa de floculação sem alteração do pH do efluente da ETE Antas, foram as dosagens mínimas de cada coagulante que proporcionaram uma DBO final com valor máximo de 60 mg/L ou eficiência mínima de 80%, condições exigidas no Decreto 8468 de 1976 do Estado de São Paulo para lançamento de efluentes.

5.11 Caracterização do esgoto bruto afluente à ETE Antas

Os resultados com a caracterização do esgoto bruto afluente à ETE Antas estão apresentados na Tabela 30.

Tabela 30. Caracterização do esgoto bruto afluente à ETE Antas

Parâmetros	Número de análises	Média	Valor máximo	Valor mínimo	Coefficiente de variação	Desvio padrão
DBO (mg/L)	10	310,40	336,00	286,00	5,75	17,86
DQO (mg/L)	15	434,80	477,24	415,42	3,74	16,26
pH	15	7,20	7,50	6,90	2,78	0,20
Amônia (mg/L)	15	44,36	49,45	38,62	7,26	3,22
Nitrato (mg/L)	15	0,43	1,00	0,00	58,29	0,25
Nitrito (mg/L)	15	0,69	1,20	0,30	38,73	0,27
Temperatura	15	24,36	28,40	21,10	9,64	2,35
Fósforo (mg/L)	15	5,04	5,80	3,90	12,29	0,62
Turbidez (UT)	15	426,80	520,00	322,00	13,35	56,96
Sólidos totais (mg/L)	15	809,13	942,00	655,00	10,80	87,42
Sólidos suspensos totais (mg/L)	15	359,07	431,00	287,00	12,56	45,08
<i>E. coli</i> NMP/100 ml	10	1,09x10 ⁷	1,23x10 ⁷	9,20x10 ⁶	10,98	1,20x10 ⁶

Fonte: Próprio autor

Os valores apresentados nesta pesquisa para a caracterização do esgoto bruto podem ser comparados com os valores observados em outras pesquisas, apresentadas a seguir.

As lagoas de estabilização da ETE de Trindade no município de Trindade/GO foram avaliadas por D'Alessandro et al., (2015), que obtiveram para o esgoto bruto os valores médios de 235,40 mg/L para DBO, 453,40 mg/L para DQO, 168 mg/L para sólidos suspensos totais, 15 mg/L para amônia, 2,7 mg/L para nitrato, 6,4 mg/L para fósforo, pH 7,3 e temperatura 27,20 °C.

Na pesquisa realizada por Kracik (1998) no município de Florianópolis/SC, foram apresentados os seguintes valores para a caracterização do esgoto bruto: DBO 176 mg/L, DQO 238 mg/L, temperatura 22°C, pH 6,7, sólidos totais 435 mg/L, sólidos suspensos 77 mg/L e *E. coli* $2,00 \times 10^7$ NMP/100 mL.

Um estudo realizado por Spósito (2013) na ETE do distrito de Montalvão, localizado em Presidente Prudente/SP, apresentou a média de DBO de 320 mg/L na análise do esgoto bruto. Esse valor é bem próximo do encontrado nesta pesquisa, que foi de 310,40 mg/L.

O referido trabalho, que objetivou analisar o processo de polimento de efluente doméstico, também apresentou valores de 7,6 e 453 mg/L, com relação ao pH e DQO, respectivamente, sendo ambos valores superiores ao da atual pesquisa.

BARBOSA, (2013), que analisou o esgoto doméstico a ser tratado pela ETE Rio Formoso/PE, identificou a média de 0,08 mg/L para nitrito e 0,02 mg/L para nitrato, presentes no esgoto bruto.

A média dos sólidos totais foi de 636,90 mg/L, para sólidos suspensos totais a média foi de 125 mg/L e a média para amônia de 34,5 mg/L, já a média da temperatura foi de 29,5 °C, a média do fósforo foi de 3,1 mg/L, a da turbidez de 284,7 UNT e de *E. coli* de $1,08 \times 10^6$ NMP/100 mL. É possível verificar que os valores médios encontrados na pesquisa de Barbosa (2013) foram menores que os obtidos no presente trabalho, com exceção da relacionada à temperatura, que se apresentou mais elevada.

A pesquisa realizada em Natal/RN com o objetivo de verificar a influência da flotação por ar dissolvido como pós-tratamento de efluentes domésticos (BRITO, 2016) apresentou, no esgoto bruto, a ser tratado, média de DQO de 384 mg/L, pH de 7,16, temperatura de 28 °C e turbidez de 305 UNT.

Um comparativo entre os dados da presente pesquisa e a realizada na ETE Ponta Negra em Natal/RN permite constatar que, no estudo de Brito (2016), as médias de DQO e turbidez foram menores que as encontradas neste trabalho e o valor médio do pH foi próximo, sendo que, dos parâmetros apresentados pelo autor, somente o referente à temperatura foi maior.

A pesquisa de Lopes, (2015) teve como objetivo avaliar as características de um efluente doméstico em duas cidades do interior do estado do Paraná.

O referido trabalho, realizado nas ETEs localizadas nas cidades de Medianeira e de Santa Helena, ambas situadas na região oeste do estado do Paraná, apresentaram, com relação à primeira ETE citada e no tocante ao esgoto bruto, uma média de DBO de 354,50 mg/L, a de DQO 548,00 mg/L, a de pH 6,96, a de amônia 38,63 mg/L, a de temperatura 27,50 °C, a de nitrato 0,15 mg/L, a de nitrito 0,40 mg/L, a de sólidos totais 798 mg/L, de sólidos suspensos totais de 516 mg/L e *E. coli* de $1,12 \times 10^7$ NMP/100 mL.

Dentre os valores apresentados e obtidos na pesquisa em Medianeira, os referentes à DBO, DQO, temperatura, sólidos suspensos totais e *E. coli* foram superiores aos encontrados neste trabalho e os relacionados ao pH, amônia e nitrato foram inferiores. A média de nitrito e sólidos totais dos dois trabalhos ficaram próximas.

Os valores médios obtidos com as análises realizadas na ETE Santa Helena, também em relação ao esgoto bruto, foram: DBO 341,10 mg/L, DQO 535,00 mg/L, pH 7,17, amônia 37,14 mg/L, temperatura 27,1 °C, nitrato 0,11 mg/L, nitrito 0,37 mg/L, sólidos totais 808 mg/L, sólidos suspensos totais 253 mg/L e *E. coli* de $1,01 \times 10^6$ NMP/100 mL.

As análises feitas na ETE Santa Helena possibilitam constatar que as médias de DBO, DQO e temperatura foram mais elevadas que as obtidas nesta pesquisa e os valores médios de amônia, nitrato, nitrito, sólidos suspensos totais e *E. coli* foram menores. Os referentes ao pH e sólidos totais ficaram próximos.

Silva (2012) realizou um experimento nas ETEs Felipe Camarão, localizada na cidade de mesmo nome, e Ponta Negra, localizada em Natal, ambas no estado do Rio do Norte, que recebem esgotos domésticos, sendo que a primeira recebe esgotos provenientes de caminhões 'limpa-fossa'.

Os valores médios dos esgotos brutos encontrados na ETE Felipe Camarão foram: DBO 780,60 mg/L, DQO 2457 mg/L, fósforo 15,80 mg/L, turbidez 548,60 UNT, amônia 80,20 mg/L, pH 6,2, temperatura 29,9 °C, sólidos totais 2728 mg/L, sólidos suspensos totais 1669 mg/L.

As médias dos valores das variáveis analisadas na ETE Felipe Camarão foram mais elevadas quando comparadas com os valores apresentados neste estudo, com exceção ao relacionado ao pH que foi inferior.

Na ETE de Ponta Negra, as análises do esgoto bruto indicaram as seguintes médias: DBO 297 mg/L, DQO 520 mg/L, fósforo 5,7 mg/L, turbidez 408,70 UNT amônia 34,7 mg/L, pH 7,7, temperatura 29 °C, sólidos totais 683 mg/L, sólidos suspensos totais 196 mg/L.

Os valores médios de DBO, pH, fósforo e turbidez, obtidos em Ponta Negra, são próximos dos valores encontrados neste estudo, porém, os resultados relativos à DQO e temperatura foram superiores, e os relacionados à amônia, sólidos totais e sólidos suspensos totais foram menores.

O estudo de CHAGAS NETO, (1995) teve como objetivo caracterizar o esgoto da cidade de Salvador/BA, a partir dos esgotos domésticos de quatro Conjuntos Habitacionais: Trobogy, Muriçoca, Pituaçú e Cajazeiras X.

Os valores médios encontrados no efluente bruto foram 425 mg/L para DBO, 941 mg/L para DQO, 7,2 para pH, 49,52 mg/L para amônia, 0,12 mg/L para nitrato, 0,03 mg/L para nitrito, 26,7 °C para temperatura, 10,63 mg/L para fósforo, 398,30 UNT para turbidez, 1081,83 mg/L para sólidos totais, 559,15 mg/L para sólidos suspensos e $1,42 \times 10^7$ NMP/100ml para *E. coli*.

Na pesquisa de Chagas Neto (1995) as médias relativas à DBO, DQO, amônia, temperatura, fósforo, sólidos totais, sólidos suspensos totais e *E. coli* foram maiores que as obtidas na presente pesquisa. Por outro lado, os valores médios de nitrato, nitrito e turbidez foram inferiores, sendo que somente a média relativa ao pH foi de mesmo valor.

O trabalho de pesquisa realizado no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Campus Limoeiro do Norte (PEIXOTO et al., 2012), objetivou caracterizar o esgoto doméstico gerado na Instituição.

Na pesquisa de Peixoto et al., (2012), foram observados os valores de DQO de 403,60 mg/L, para pH de 7,85, para amônia de 27,0 mg/L, para nitrato de 0,14 mg/L, para nitrito de 0,16 mg/L, para fósforo de 5,97 mg/L, para sólidos totais de 648,70 mg/L e sólidos suspensos totais de 246,80 mg/L.

Dentre os valores médios apresentados no trabalho de Peixoto et. al., (2012), os relacionados à DBO, DQO, amônia, nitrato, nitrito, sólidos totais e sólidos suspensos totais foram menores que os obtidos com o esgoto bruto analisado na presente pesquisa. A média de pH foi superior e a de fósforo foi aproximada.

A pesquisa de ALMEIDA, (2017) teve como objetivo analisar o efluente bruto tratado na ETE Tabapuá, situada em Fortaleza, capital do Ceará.

Tal trabalho apresentou os seguintes valores médios para esgoto bruto: DQO 313,5 mg/L, pH 7,84, amônia 47,75 mg/L, nitrato 0,31 mg/L, nitrito 0,59 mg/L, temperatura 23 °C, fósforo 6,03 mg/L, turbidez 225,38 UNT, sólidos totais 946,10 mg/L, sólidos suspensos 214,70 mg/L e *E. coli* 1,06x10⁷ NMP/100mL.

Comparando os valores médios obtidos nessa pesquisa com os do presente estudo é possível verificar que os relativos à DBO, DQO, temperatura, turbidez, sólidos suspensos totais e *E. coli*, identificados no trabalho Almeida (2017), foram menores.

Em contrapartida, as médias encontradas de pH, amônia, nitrato, nitrito, fósforo e sólidos totais foram maiores que os obtidos neste presente estudo.

Um estudo realizado por Soares (2013) com o intuito de utilizar o resíduo de estações de tratamento de água no tratamento de efluentes de lagoas de estabilização apresentou os seguintes valores na análise do esgoto bruto: DQO 387,20 mg/L, pH 7,9, amônia 48,16 mg/L, nitrato 0,23 mg/L, nitrito 0,62 mg/L, temperatura 25,7 °C, fósforo 7,19 mg/L, turbidez 330,40 UNT, sólidos totais 1540,30 mg/L e sólidos suspensos totais 618,14 mg/L.

Efetuada na ETE Trindade, localizada no município de mesmo nome, no estado de Goiás, o trabalho apresentou as médias de DBO, DQO, pH e turbidez inferiores às encontradas nesta pesquisa. Em contrapartida, os valores médios relativos à amônia, nitrato, nitrito, temperatura, fósforo, sólidos totais e sólidos suspensos totais foram maiores que os obtidos no presente estudo.

Procópio, (2014), por meio de monitoramento ambiental de parâmetros indicadores da qualidade, apresentou os seguintes resultados das análises físico-químicas do esgoto bruto: 263 mg/L para DBO, 594 mg/L para DQO, 7,3 para pH e temperatura de 22,9 °C.

Comparando os valores médios obtidos nessa pesquisa com os do presente estudo é possível verificar que os relativos à DBO e temperatura, identificados no trabalho Procópio (2014), foram menores.

Em contrapartida, as médias encontradas de DQO e pH foram maiores que os obtidos nesta pesquisa.

A comparação dos resultados dos parâmetros avaliados no esgoto bruto afluente a ETE Antas, com os resultados apresentados nas pesquisas supracitadas, evidencia que as características para qualidade do esgoto bruto gerado em diferentes localidades, não apresentaram alterações significativas.

Outro dado importante sobre o esgoto bruto analisado é a relação DQO/DBO, caso esta relação seja menor que 2,5 indica que a fração biodegradável é elevada, sendo indicado o tratamento biológico (VON SPERLING, 2014). No caso desta pesquisa a relação DQO/DBO foi de aproximadamente 1,4 para os valores médios de DQO e DBO.

5.12 Caracterização do efluente da ETE Antas

Após a caracterização do esgoto bruto afluente à ETE Antas foi feita a caracterização do efluente final. Os resultados estão apresentados na Tabela 31.

Tabela 31. Caracterização do efluente da ETE Antas

Parâmetro	Número de análises	Média	Valor máximo	Valor mínimo	Coefficiente de variação	Desvio padrão	Eficiência de remoção %
DBO (mg/L)	10	120,00	134,00	106,00	7,63	9,15	61,34
DBO filtrada (mg/L)	10	37,70	48,00	29,00	16,82	6,34	-
DQO (mg/L)	15	273,43	324,66	226,23	10,58	28,93	62,88
DQO filtrada (mg/L)	15	126,37	142,34	110,08	7,08	8,95	-
pH	15	7,53	7,80	7,00	3,08	0,23	-
Amônia (mg/L)	15	28,51	31,20	26,80	4,43	1,26	35,73
Nitrato (mg/L)	15	1,67	2,20	0,90	20,62	0,34	-
Nitrito (mg/L)	15	2,56	3,30	1,80	18,01	0,46	-
Temperatura	15	26,84	28,60	24,90	4,38	1,18	-
Fósforo (mg/L)	15	3,65	4,40	3,10	10,04	0,37	27,57
Turbidez (UT)	15	128,00	147,00	112,00	8,20	10,49	70,00
Sólidos totais (mg/L)	15	546,33	687,00	411,00	13,45	73,48	32,47
Sólidos suspensos totais (mg/L)	15	201,02	281,40	152,49	19,48	39,16	44,01
<i>E. coli</i> NMP/100 ml	10	1,01x10 ⁵	1,40x10 ⁵	6,00x10 ⁴	29,44	2,98x10 ⁴	99,07

Fonte: Próprio autor

Os resultados observados nesta pesquisa para o efluente da ETE Antas podem ser comparados com os resultados de outros efluentes de ETES providas com o sistema de lagoas de estabilização apresentados a seguir.

Fabreti (2006), em seu estudo de pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização por processo físico-químico, realizado com o efluente da ETE da cidade de Lins-SP, determinou os seguintes valores: pH 7,8, fósforo 7 mg/L, DBO 55 mg/L, DQO 169 mg/L, amônia 27 mg/L, SST 222 mg/L e coliformes $9,0 \times 10^5$ NMP/100 mL.

Relacionando os valores observados por Fabreti (2006) para efluente de lagoas de estabilização, verifica-se que o pH, fósforo, SST e coliformes apresentados nesta pesquisa foram menores que os valores apresentados por Fabreti (2006). A DBO, DQO e amônia observados por Fabreti (2006) foram menores em relação aos valores desta pesquisa.

Alves (2006) caracterizou o efluente de lagoa de estabilização visando seu uso na fertirrigação da cultura do algodão. Os valores apresentados foram, 7,77 para o pH, 4,6 mg/L para o fósforo, 51,25 mg/L para amônia, 3,3 mg/L para o nitrato, 6 mg/L para o nitrito, 797 mg/L para ST, , 330 e 46 mg/L respectivamente para DQO e DBO e o resultado para coliformes foi de $3,6 \times 10^6$ NMP/100 mL.

Comparando os valores observados por Alves (2006) e os valores apresentados nesta pesquisa, constata-se que a DBO apresentada por Alves (2006) é a única variável com valor inferior aos apresentados nesta pesquisa, sendo os demais valores apresentados por Alves (2006) superiores aos dados observados nesta pesquisa.

No estudo de Fabro (2017) visando o reúso do efluente da ETE Araucária na cidade de Passo Fundo-RS, que utiliza o sistema de lagoas de estabilização para tratar esgoto, o autor observou os seguintes valores para as variáveis avaliadas: pH 7,32, turbidez 65 UNT, SST 29,33 mg/L, DQO 183,33 mg/L, DBO 36,67 mg/L, fósforo 4,67 mg/L e amônia 16,33 mg/L.

Analisando os resultados de Fabro (2017), verifica-se que somente a concentração de fósforo foi maior dentre as outras variáveis apresentados nesta pesquisa, com concentração de 3,65 mg/L no efluente da ETE Antas.

von Sperling (1996) afirma que em sistemas de lagoas de estabilização composta por lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa a eficiência de remoção de DBO é da ordem de 70 a 90% e a remoção de fósforo é de 20 a 60%. Comparando com a eficiência apresentada pela ETE Antas para a remoção de fósforo, verifica-se um valor

dentro da faixa apresentada por von Sperling (1996), porém a eficiência para remoção de DBO está abaixo da faixa proposta por von Sperling, com valor de 61,34%.

Avaliando a influência da sazonalidade na eficiência das lagoas de estabilização da ETE Trindade na cidade de Trindade-GO, D'Alessandro et al., (2015) apresentaram os seguintes valores para caracterização do efluente da ETE Trindade: pH 7,2, SST 168,1 mg/L, DBO 45,4 mg/L, DQO 393,1 mg/L, amônia 9,9 mg/L, nitrato 1,06 mg/L e fósforo 4,7 mg/L. Os autores concluíram que os meses com maior eficiência de remoção são resultantes do período de seca, quando o efluente é mais concentrado, mantendo a vazão do projeto e o tempo de detenção hidráulica adequado.

Ainda de acordo com os dados apresentados por D'Alessandro et al., (2015), foi possível estabelecer a eficiência de remoção de algumas variáveis na ETE Trindade. A eficiência de remoção de DBO foi de 80,71%, DQO 13,29%, fósforo 26,56%, amônia 34,00% e nitrato 60,74%.

Edokpayi et al., (2021) realizaram um estudo na Província do Limpopo na África do Sul para verificar a eficiência do sistema de tratamento de esgoto realizado por lagoas de estabilização. Os autores observaram os seguintes valores no efluente tratado: a DQO variou de 82 a 200 mg/L, a turbidez variou de 45 a 252,3 UNT, *E. coli* apresentou valores de 2×10^3 a $7,7 \times 10^5$ NMP/100 mL, o pH apresentou variação de 7,2 a 9,1 e o nitrato apresentou valores de 0,48 a 13,24 mg/L.

Na pesquisa realizada por DAEE, GHOLIPOURB, STEFANAKIS, (2019), que teve o objetivo de avaliar um sistema de filtração como polimento de lagoas de estabilização, os autores caracterizaram o efluente da ETE da cidade de Mashhad no Irã, sendo apresentados os seguintes valores: SST 110 mg/L, DBO 111 mg/L, turbidez 680 UNT e DQO 226 mg/L.

Nesta pesquisa os autores também apresentaram as eficiências do sistema de lagoas de estabilização em relação à remoção de cada uma das variáveis avaliadas, sendo que as eficiências de remoção de DBO de 72%, DQO 70%, SST 74% e turbidez 68%.

Rahimi et al., (2021) caracterizaram o efluente da ETE provida de lagoas de estabilização da cidade de Kermanshah no Irã com o intuito de realizarem um pós-tratamento por meio de uma membrana de nanofiltração anti-incrustante. Os autores obtiveram efluente com DQO de 126 mg/L, SST 110 mg/L, turbidez 119 UNT e o pH teve uma variação de 7,3 a 8,2.

Fujioka et al., (2020) avaliaram a eficiência da ETE Barro Preto composta por um sistema de lagoas de estabilização, localizada na cidade de Trindade/GO em relação a remoção de amônia e fósforo. A concentração média encontrada para o afluente da ETE Barro Preto foi de 50 mg/L de amônia e 27 mg/L para o efluente tratado, a concentração de fósforo total encontrada no esgoto bruto foi de 10 mg/L e no esgoto tratado de 4,7 mg/L. O sistema em estudo obteve eficiência de remoção média de amônia e fósforo iguais a 43% e 45%, respectivamente.

Silva (2012) caracterizou os efluentes de três sistemas de tratamento de esgoto por meio de lagoas de estabilização, na região metropolitana de Natal-RN, para avaliar a possibilidade de utilizar estes efluentes em atividades urbanas.

Os sistemas avaliados por Silva (2012) foram as ETEs Ponta Negra, Felipe Camarão e Guarapes, sendo que os dois últimos sistemas recebem efluentes provenientes de tanques sépticos e fossas, por meio de caminhões “limpa-fossa”. Os valores observados para o efluente da ETE Ponta Negra foram 29,8 °C para temperatura, 7,1 para o pH, 328 mg/L para DQO, 21,1 mg/L para amônia, 9,4 mg/L para fósforo, 501 mg/L para ST, 144 mg/L para SST e $2,22 \times 10^4$ NMP/100 mL para coliformes termotolerantes.

Para o efluente da ETE Felipe Camarão foram observados os seguintes valores: 30,3 °C para temperatura, 7,5 para o pH, 325 mg/L para DQO, 63,8 mg/L para amônia, 16,6 mg/L para fósforo, 2399 mg/L para ST, 123 mg/L para SST e $1,08 \times 10^1$ NMP/100 mL para coliformes termotolerantes.

O efluente da ETE Guarapes apresentou os seguintes valores: 31,2 °C para temperatura, 7,6 para o pH, 365 mg/L para DQO, 64,4 mg/L para amônia, 28,8 mg/L para fósforo, 1133 mg/L para ST, 223 mg/L para SST e $1,73 \times 10^3$ NMP/100 mL para coliformes termotolerantes.

Comparando os resultados apresentados para o efluente da ETE Antas e os resultados apresentados por outros autores para efluentes de sistemas de tratamento de esgoto por meio de lagoas de estabilização, pode ser constatado que não existe um padrão entre os resultados, certamente, isso ocorre devido a fatores como as características do esgoto bruto, manutenção da ETE e clima local.

5.13 Resultados do pós-tratamento utilizando 50mg/L de tanino e 75 mg/L de cloreto férrico com a etapa de floculação

Após a caracterização do efluente da ETE Antas e a determinação das dosagens de 50 mg/L para tanino e 75 mg/L para cloreto férrico, que proporcionaram o melhor rendimento na etapa anterior, foi realizado o pós-tratamento por meio do processo físico-químico no efluente da ETE Antas. Nos testes desta etapa foi realizada a floculação e o pH do efluente foi mantido o valor natural. Os resultados do pós-tratamento com cloreto férrico estão apresentados na Tabela 32 e os resultados do pós-tratamento com tanino estão apresentados na Tabela 33.

Tabela 32. Resultados do pós-tratamento do efluente da ETE Antas com a utilização do cloreto férrico com dosagem de 75 mg/L

Parâmetro	Número de análises	Média	Valor máximo	Valor mínimo	Coefficiente de variação	Desvio padrão	Eficiência de remoção %
DBO (mg/L)	10	58,90	67,00	52,00	7,57	4,46	81
DQO (mg/L)	15	101,87	110,24	92,48	5,83	5,94	76,57
pH	15	7,06	7,30	6,80	1,92	0,14	-
Amônia (mg/L)	15	25,39	27,22	22,87	5,44	1,38	42,76
Nitrato (mg/L)	15	1,16	1,47	0,80	17,09	0,20	30,50*
Nitrito (mg/L)	15	1,79	2,23	1,16	16,67	0,30	30,07*
Temperatura	15	23,07	25,32	21,33	5,29	1,22	-
Fósforo (mg/L)	15	0,93	1,23	0,62	21,02	0,20	81,54
Turbidez (UT)	15	30,80	41,00	24,00	17,06	5,25	92,78
Sólidos totais (mg/L)	15	192,41	244,11	160,22	12,43	23,92	76,22
Sólidos suspensos totais (mg/L)	15	67,84	88,16	53,80	15,31	10,39	81,1
<i>E. coli</i> NMP/100 mL	10	7,46x10 ³	1,04x10 ⁴	4,88x10 ³	27,23	2,03x10 ³	92,61

Fonte: Próprio autor

Legenda: * Eficiência em relação ao efluente da lagoa facultativa

Tabela 33. Resultados do pós-tratamento do efluente da ETE Antas com a utilização do tanino com dosagem de 50 mg/L

Parâmetro	Número de análises	Média	Valor máximo	Valor mínimo	Coefficiente de variação	Desvio padrão	Eficiência de remoção %
DBO (mg/L)	10	46,70	55,00	38,00	12,37	5,77	84,95
DQO (mg/L)	15	88,90	96,88	82,33	5,19	4,62	79,55
pH	15	7,32	7,50	7,20	1,48	0,11	-
Amônia (mg/L)	15	22,89	26,12	19,82	7,71	1,77	48,39
Nitrato (mg/L)	15	0,80	1,20	0,58	21,42	0,17	52,09*
Nitrito (mg/L)	15	1,10	1,39	0,80	18,45	0,20	57,03*
Temperatura	15	23,10	25,96	21,47	5,45	1,26	-
Fósforo (mg/L)	15	2,99	3,31	2,59	7,83	0,23	40,67
Turbidez (UT)	15	19,33	27,00	13,00	23,76	4,59	95,47
Sólidos totais (mg/L)	15	173,60	224,58	135,32	15,22	26,42	78,54
Sólidos suspensos totais (mg/L)	15	54,55	74,54	40,89	18,07	9,86	84,8
<i>E. coli</i> NMP/100 mL	10	1,92x10 ³	4,32x10 ³	9,20x10 ²	64,79	1,25x10 ³	98,09

Fonte: Próprio autor

Legenda: * Eficiência em relação ao efluente da lagoa facultativa

Os dados utilizados para elaborar as Tabelas 32 e 33 estão anexados no final deste trabalho.

De acordo com os resultados do pós-tratamento foi possível observar que o coagulante tanino na dosagem de 50 mg/L apresentou melhores resultados do que o coagulante cloreto férrico na dosagem de 75 mg/L, exceto para o fósforo, com maior eficiência com a utilização do cloreto férrico, atingindo eficiência de 81,54% e o tanino 40,67%, com valores residuais de 0,93 mg/L quando foi utilizado o cloreto férrico e 2,99 mg/L quando foi utilizado tanino.

Durante os processos de tratamento de esgotos sanitários anaeróbios e aeróbios, a tendência é que a fração orgânica e os polifosfatos de alto peso molecular sejam hidrolisados e posteriormente transformados a ortofosfatos, A maior eficiência do

cloreto férrico na remoção do fósforo pode estar relacionada à reação do ferro com o ortofosfato solúvel e conseqüentemente formação do precipitado, que foi separado da fase líquida na etapa de sedimentação, fósforo orgânico e polifosfatos também podem ser removidos neste processo.

A baixa eficiência do tanino na remoção de fósforo pode estar relacionada à ineficiência deste em converter ortofosfato solúvel que representa a maior parcela de fósforo no efluente, em particulado.

A DBO, quando foi utilizado o tanino, atingiu o valor de 46,70 mg/L, e quando foi utilizado o cloreto férrico o valor foi de 58,90 mg/L, com eficiências de 84,95 e 81%, respectivamente. Os valores observados nesta etapa, assim como os valores observados na etapa anterior desta pesquisa, permitem o enquadramento do efluente como apto a ser lançado em corpos hídricos em relação à DBO.

O mesmo ocorre para o pH, pois os valores observados após o pós-tratamento com tanino e cloreto férrico também permite o enquadramento do efluente como apto a ser lançado em corpos hídricos de acordo com o Decreto 8468 de 1976, do Estado de São Paulo.

A utilização do tanino na dosagem de 50 mg/L proporcionou um efluente com pH de 7,32 e a utilização com cloreto férrico proporcionou um efluente com pH igual a 7,06, evidenciando que coagulantes orgânicos não alteram o pH do efluente, entretanto foi constatado que coagulantes inorgânicos a base de ferro alteram o pH do efluente.

A temperatura é outra variável analisada nesta pesquisa, que apresenta limite no Decreto 8468 de 1976, do Estado de São Paulo, sendo permitido o lançamento de efluente com até 40 °C. A temperatura média durante os ensaios com o coagulante tanino foi de 23,10 °C e para o coagulante cloreto férrico o valor médio observado foi de 23,07 °C.

Analisando os resultados que envolvem o nitrogênio, pode ser verificado que o coagulante tanino forneceu os melhores resultados em relação à eficiência de remoção, alcançando os seguintes valores: nitrato 0,8 mg/L, nitrito 1,10 mg/L e amônia 22,89 mg/L e eficiência de 52,09; 57,03 e 48,39%, respectivamente.

Com o coagulante cloreto férrico foram obtidos os valores de 1,16 mg/L para nitrato, 1,79 mg/L para nitrito e 25,39 mg/L para amônia alcançando eficiência de 30,50; 30,07 e 42,79%, respectivamente. Destaca-se que as eficiências de remoção de nitrato e nitrito são em relação aos valores observados no efluente da ETE Antas.

Outro ponto a ser destacado é o fato de não serem apresentados limites de lançamento para estes compostos no Decreto 8468 de 1976, do Estado de São Paulo. Na Resolução Conama 430 de 2011 encontra-se estabelecido o valor de 20 mg/L para nitrogênio amoniacal, porém este limite refere-se a efluente industrial. Para efluente de tratamento de esgoto sanitário deve ser considerada a capacidade de diluição do corpo receptor.

O mesmo fato pode ser observado para os SST, uma vez, que o Decreto 8468 de 1976, do Estado de São Paulo não apresenta limite de lançamento, mas a Resolução Conama 430 estabelece que seja obtida uma eficiência de no mínimo 20% após a desarenação.

Avaliando os resultados obtidos pelo pós-tratamento físico-químico observam-se os seguintes valores para SST com a utilização do coagulante tanino e cloreto férrico respectivamente, 54,55 mg/L e eficiência de 84,80% e 67,82 mg/L e eficiência de 81,40%.

Para DQO novamente o coagulante tanino forneceu melhor eficiência de remoção com 79,55% e 76,57% para o resultado apresentado pelo coagulante cloreto férrico, com concentrações de 88,89 mg/L para o coagulante tanino e 101,87 para o coagulante cloreto férrico. A DQO não consta no padrão de emissão da legislação ambiental do Estado de São Paulo.

Para o parâmetro ST não é apresentado limite de lançamento nos padrões de emissão do Decreto 8468 de 1976, do Estado de São Paulo e na Resolução Conama 430. As concentrações obtidas nesta pesquisa após o pós-tratamento foram 173,60 mg/L para o tanino e 192,41 mg/L para o cloreto férrico como coagulante, com eficiência de 78,54 para o tanino e 76,22% para o cloreto férrico.

A turbidez observada quando se utilizou o coagulante tanino alcançou uma eficiência de 95,47% e para o coagulante cloreto férrico a eficiência de remoção de turbidez foi de 92,78%, apresentando valores de 19,33 UT para o efluente do pós-tratamento com coagulante tanino e turbidez de 30,80 UT no efluente do pós-tratamento quando foi utilizado o coagulante cloreto férrico.

A remoção de *E. coli* foi maior para o coagulante tanino, com remoção de 98,09% (1,72 log) e NMP/100 mL igual a $1,92 \times 10^3$. Para o coagulante cloreto férrico a eficiência foi de 92,61% (1,13 log) e NMP/100 mL de $7,46 \times 10^3$. A concentração de *E. coli* no efluente tratado é compatível com o fixado pela Resolução CONAMA 357 de 2005 para a classe 3, excluindo o uso para a dessedentação de animais. Provavelmente o

tanino tem efeito germicida, pois a eficiência de remoção foi aproximadamente 6% superior ao cloreto férrico.

5.14 Produção de lodo

Após a caracterização dos efluentes do pós-tratamento físico-químico foi possível quantificar o volume de lodo gerado com o auxílio de uma proveta, os resultados estão apresentados na Tabela 34. Os dados utilizados para elaborar a Tabela 34 estão anexados no final deste trabalho.

Tabela 34. Resultados da produção de lodo em volume gerado no pós-tratamento com a utilização do coagulante tanino e cloreto férrico

Coagulante	Número de análises	Média (mL/L)	Valor máximo (mL/L)	Valor mínimo (mL/L)	Coefficiente de variação	Desvio padrão
Tanino	5	49,01	55,43	42,58	9,53	4,67
Cloreto férrico	5	39,43	43,88	34,24	10,29	4,06

Fonte: Próprio autor

Nesta pesquisa a produção de lodo em volume foi maior quando se utilizou o tanino como coagulante, com valor médio de 49,01 mL/L, apresentando valor máximo de 55,43 mL/L e valor mínimo de 42,58 mL/L.

Para o coagulante cloreto férrico a produção média foi de 39,43 mL/L, sendo observado o valor máximo de 43,88 mL/L e valor mínimo de 34,24 mL/L.

A produção de lodo que ambos os coagulantes apresentaram exemplifica a eficiência de remoção de sólidos avaliados no efluente do pós-tratamento físico-químico.

O tanino foi mais eficiente na remoção da maioria das variáveis analisadas, exceto para o fósforo, para o qual a eficiência do cloreto férrico foi maior. Este fato pode estar associado a melhor formação de flocos propícios a sedimentarem, provenientes da utilização do tanino como coagulante.

A quantificação do lodo em massa também foi feita e os resultados estão apresentados na Tabela 35. Os dados utilizados para elaborar a Tabela 35 estão anexados no final deste trabalho.

Tabela 35. Resultados da produção de lodo em massa gerado no pós-tratamento com a utilização do coagulante tanino e cloreto férrico em 1,0 L de amostra

Coagulante	Número de análises	Média (mg)	Valor máximo (mg)	Valor mínimo (mg)	Coefficiente de variação	Desvio padrão
Tanino	6	173,22	187,33	152,74	7,38	12,79
Cloreto férrico	6	187,47	205,00	175,36	5,58	10,46

Fonte: Próprio autor

A produção teórica de lodo em massa pode ser obtida quando soma-se a concentração de SST do efluente da lagoa facultativa, 201,02 mg/L apresentada na Tabela 31, com a dosagem de coagulante utilizada no pós-tratamento.

Para a utilização do coagulante cloreto férrico, tem-se que, cada mg de FeCl_3 produz aproximadamente 0,66 mg de Fe(OH)_3 e para o coagulante tanino não foi possível determinar a massa de sólidos incorporada no lodo.

Deste modo a dosagem de 75 mg/L do coagulante cloreto férrico produziu 49,50 mg Fe(OH)_3 que precipitou e sedimentou no lodo. Somando este valor ao SST do efluente da lagoa facultativa, tem-se um resultado de 250,52 mg de sólidos, para a dosagem de 50 mg/L de tanino, tem-se o somatório de 251,02 mg de sólidos no efluente.

Subtraindo destes valores as concentrações de SST de 67,84 mg/L e 54,55 mg/L apresentadas no efluente gerado no pós-tratamento físico-químico, com a utilização dos coagulantes cloreto férrico e tanino respectivamente, obtém-se a produção teórica de lodo.

No processo que foi utilizado cloreto férrico a produção teórica foi de 182,68 mg e a produção de lodo em massa do processo que foi utilizado tanino foi de 196,47 mg.

Os valores da produção teórica e das análises que quantificaram a produção de lodo em massa apresentaram pequena diferença para o cloreto férrico. Na utilização do tanino a diferença entre a produção teórica e real foi maior, este fato pode estar relacionado à perda de material particulado formado no pós-tratamento físico-químico durante as análises.

Outro fator que pode ter contribuído para que ocorresse esta diferença, pode estar relacionada à massa de coagulante utilizada no processo. É possível que a massa

de coagulante não tenha sido incorporada totalmente no lodo, como foi considerado no cálculo da produção teórica de lodo para o coagulante tanino.

Com a obtenção dos valores da produção de lodo em volume e em massa, foi possível determinar a concentração de sólidos no lodo. Para o lodo formado com a utilização do tanino a concentração de sólidos foi de aproximadamente 3534,38 mg/L e para o lodo formado com cloreto férrico a concentração de sólidos foi de aproximadamente 4754,50 mg/L.

Ao término da quantificação do lodo gerado no processo, o mesmo foi transformado em cinzas para realização de análises que possivelmente poderiam indicar uma utilização deste material na construção civil.

5.15 Resultados das análises de caracterização química e mineralógica das cinzas provenientes do lodo

Após obtidas as cinzas de lodo de esgoto, foram realizados ensaios de caracterização química e mineralógica das mesmas. A composição química foi determinada por meio da técnica de Fluorescência de raios X (FRX) e a composição mineralógica determinada por meio de ensaio de difração de raios X (DRX).

As medidas de difração de raios X foram efetuadas em um equipamento da Bruker, modelo D8 Advance, equipado com uma fonte de Cu ($K\alpha = 1,5418 \text{ \AA}$), operando com uma voltagem de 40 kV e 40 mA (1600 W) e um detector do tipo PSD, modelo LynxEye. As medidas foram realizadas no modo Theta/2 Theta acoplado, com varredura contínua utilizando-se um incremento de 0,02 grau e tempo de acumulação de 0,5 s por passo. Um filtro de Ni foi utilizado para eliminação do sinal associado à radiação $K\beta$ ($b = \text{beta}$).

A caracterização química por meio da composição dos principais óxidos é apresentada na Tabela 36 tanto para a cinza de lodo proveniente do tratamento por cloreto férrico quanto para o tanino.

Para Białowiec et al., (2009), os principais componentes das cinzas provenientes de lodo de esgoto são SiO_2 , CaO , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , MgO e P_2O_5 , mas a composição precisa das cinzas pode variar significativamente com a origem das águas residuárias e a natureza e dosagem dos aditivos introduzidos na operação.

A cinza do lodo proveniente do tratamento com cloreto férrico apresentou elevada quantidade de Fe_2O_3 devido ao agente coagulante utilizado para o pós-

tratamento físico-químico do efluente da ETE Antas. Também foi observado em quantidades maiores SiO_2 , Cl, P_2O_5 e CaO.

Os principais óxidos que caracterizam materiais com viabilidade para inserção em materiais de construção são SiO_2 , Al_2O_3 e Fe_2O_3 . Ottosen et al., (2022) também observaram teores elevados de Fe_2O_3 em cinzas de lodo de esgoto utilizadas para substituir parcialmente o cimento Portland em argamassas.

Os autores observaram que 10% de substituição de cimento por cinza de lodo de esgoto, proporcionou uma melhoria nas propriedades mecânicas de argamassas aos 42 dias de idade de cura.

A cinza de lodo de esgoto tratado com o agente coagulante orgânico tanino tem maior quantidade de outros elementos não detectados pela técnica de FRX, e os principais óxidos presentes são P_2O_5 , CaO, K_2O e SiO_2 .

A quantidade de CaO é semelhante à observada em outros trabalhos na literatura (BASTO, JUNIOR, NETO, 2019). A presença elevada de P_2O_5 pode ser prejudicial para matrizes cimentantes, porém a quantidade deste óxido está próxima ao observado na literatura (5 - 10%), além de existirem processos para sua remoção, caso necessário, dependendo da aplicação (OTTOSEN et al., 2022).

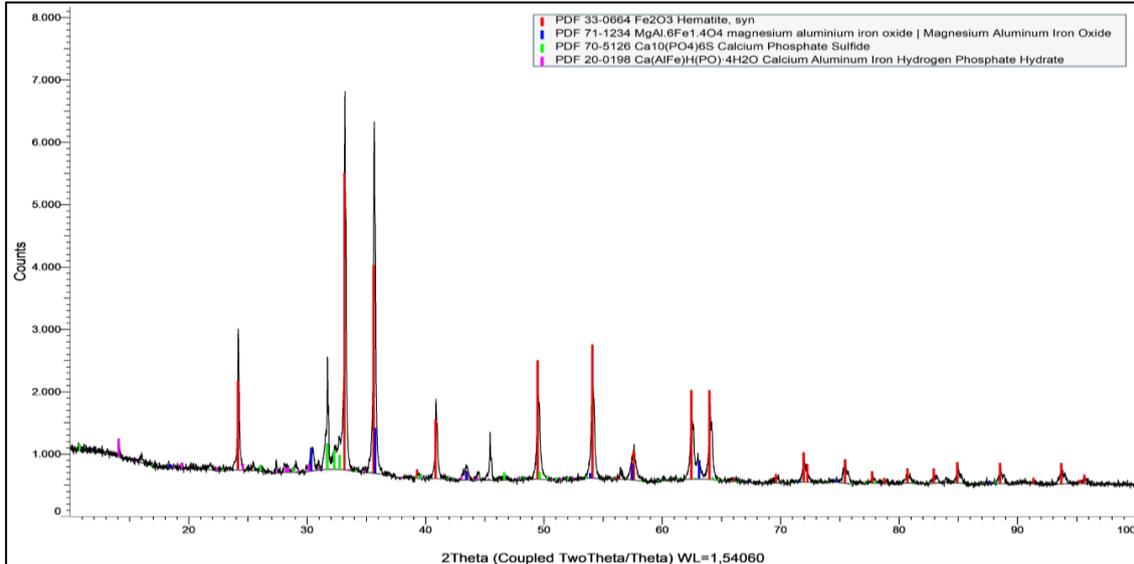
Tabela 36. Composição química das cinzas de lodo de esgoto (% em massa)

Óxido	Cloreto Férrico	Tanino
SiO_2	7,646	5,55
Al_2O_3	0,007	0,123
Fe_2O_3	58,289	1,533
CaO	3,235	9,008
K_2O	1,807	6,514
SO_3	2,101	1,065
MgO	1,717	3,61
P_2O_5	4,362	10,635
MnO	-	0,163
BaO	-	0,128
Cl	6,038	10,732
Outros	14,798	50,939

Fonte: Próprio autor

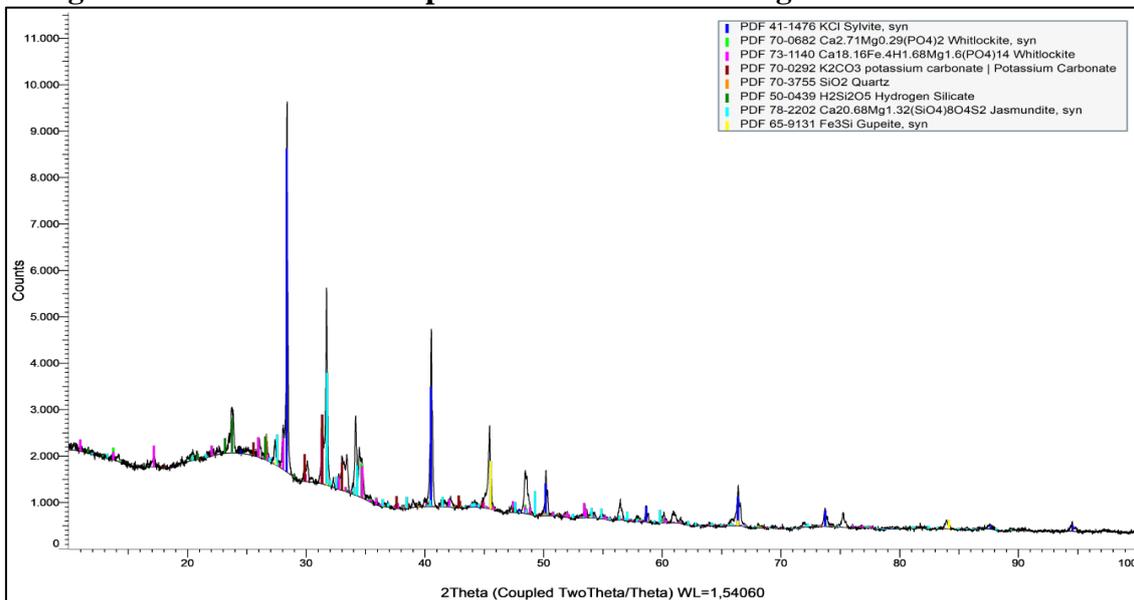
As Figuras 19 e 20 apresentam respectivamente os padrões de DRX das cinzas de lodo de esgoto tratado com cloreto férrico e tanino.

Figura 19. Padrões de DRX para a cinza de lodo de esgoto tratado com cloreto férrico



Fonte: Próprio autor

Figura 20. Padrões de DRX para a cinza de lodo de esgoto tratado com tanino



Fonte: Próprio autor

De acordo com Lynn (2015), o quartzo e a hematita são os minerais mais abundantes em cinzas de lodo de esgoto, enquanto que outros minerais também são amplamente encontrados em menores quantidades, como óxidos de ferro, fosfatos de ferro, fosfatos de cálcio e fosfatos de alumínio. É possível observar na cinza de lodo

tratado com cloreto férrico, principalmente a presença de Fe_2O_3 na forma de hematita, como também observado por Ottosen et al., (2022). Outros elementos com base em óxidos de ferro e fosfatos de cálcio também foram observados em menores quantidades.

Para a cinza de lodo tratado com tanino, a composição mineralógica foi mais divergente que as composições comumente encontradas para cinza de lodo de esgoto.

Foram observados picos de silvita (KCl), quartzo (SiO_2), carbonato de potássio (K_2CO_3), Whitlockite (tipo de fosfato cálcico), e alguns outros minerais silicosos.

O Whitlockite também foi um mineral observado na pesquisa com cinza de lodo de esgoto de Basto, Junior e Neto, (2019), assim como o quartzo é um mineral encontrado na grande maioria das cinzas de lodo de esgoto, de acordo com a literatura (BASTO, JUNIOR, NETO 2019; CHUNPING et al., 2022; LYNN, 2015; OTTOSEN et al., 2022).

Conforme já discutido, as cinzas de lodo de esgoto podem apresentar uma ampla variação em relação à sua composição química e mineralógica, principalmente devido às diferenças nos processos de obtenção, produtos químicos utilizados para o tratamento do esgoto, processo de incineração e moagem, etc.

Também foi observado que devido a essas diferenças, podem ser elaboradas diferentes formas de incorporação dessas cinzas em materiais de construção civil.

As cinzas obtidas no presente trabalho apresentam semelhanças com cinzas já estudadas pela literatura e apresentadas na revisão bibliográfica deste trabalho.

Deste modo as cinzas produzidas neste trabalho tem possibilidade de utilização em materiais de construção como uma maneira de gestão sustentável dos resíduos colaborando para minimização dos impactos ambientais inerentes ao processo de tratamento de esgoto.

6 CONCLUSÕES

Considerando as condições utilizadas na pesquisa conclui-se que:

Os resultados da primeira etapa desta pesquisa demonstraram que a utilização do cloreto férrico e tanino como coagulantes para tratamento de esgoto podem apresentar resultados satisfatórios para a melhoria da qualidade do efluente de lagoas de estabilização.

As dosagens de 50 mg/L para o coagulante tanino e 75 mg/L para o coagulante cloreto férrico proporcionam um efluente com características que atendem os padrões de lançamento de efluente estabelecidos no Decreto 8468 de 1976 do Estado de São Paulo.

Os resultados também demonstraram que a etapa de floculação foi necessária para conseguir um efluente com características que permita seu enquadramento para lançamento em corpos receptores no Estado de São Paulo.

A alteração realizada nesta pesquisa diminuindo o pH do efluente da ETE Antas para 5 antes do processo físico-químico utilizando cloreto férrico como coagulante, forneceu a maior remoção de DBO e DQO, mas ficou limitada pelo pH baixo do efluente final, não permitindo desta forma, o enquadramento no estabelecido no Decreto 8468 de 1976, Estado de São Paulo.

O volume e massa de lodo produzido no processo físico-químico foram determinados e estas informações poderão ser utilizadas em comparações com outras propostas de tratamento de esgoto que possam gerar lodo.

A utilização do tanino como coagulante proporcionou um volume maior de lodo em comparação com a utilização do coagulante cloreto férrico.

A produção de lodo, em massa, foi maior com a utilização do cloreto férrico, desta forma conclui-se que o lodo gerado com tanino tem concentração de sólidos menor e conseqüentemente é menos denso que o lodo gerado com a utilização do cloreto férrico.

As cinzas geradas a partir do lodo químico produzido nesta pesquisa, caracterizadas por análises FRX e DRX, apresentam potencial de uso na construção civil, principalmente em argamassas e blocos. Destaca-se a cinza proveniente do processo que utilizou o coagulante tanino, que apresentou em sua composição P_2O_5 que pode ser prejudicial para matrizes cimentantes.

Embora as cinzas de lodo de esgoto obtidas na presente pesquisa tenham características promissoras para aplicação em materiais de construção civil, estudos mais aprofundados são necessários para que estas sejam utilizadas de maneira eficiente.

A remoção de *E. coli* foi aproximadamente 6% maior com tanino do que com cloreto férrico, indicando que o tanino pode ter pequeno efeito inativante.

A concentração de *E. coli* no efluente final tratado com tanino e com cloreto férrico apresentou concentração compatível com a classe 3 da Resolução CONAMA

357 de 2005, exceto para o uso com a dessedentação de animais, ampliando a possibilidade de reuso deste efluente.

O objetivo geral desta pesquisa foi alcançado, uma vez que foi possível obter um efluente com características que possibilitaram seu enquadramento no Decreto 8468 de 1976, Estado de São Paulo, com os métodos que foram propostos nesta pesquisa.

7 BIBLIOGRAFIA

ABOULHASSAN, M. A. et al. (2016) Coagulation efficacy of a tannin coagulant agent compared to metal salts for paint manufacturing wastewater treatment, **Desalination and Water Treatment**, 57(41), 19199-19205.

ALMEIDA, A. R. G. D. **Remoção de matéria orgânica e calibração de um modelo de remoção de amônia em uma série de lagoas de estabilização em escala real.** Dissertação (Mestrado) – Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

ALVES, W. W. de A. **Fertirrigação com água residuária na cultura do algodão de fibra marrom.** Tese (Doutorado em Recursos Naturais), Universidade Federal de Campina Grande, UFCG, Campina Grande – Paraíba, 2006.

AMAHMID, O.; ASMAMA, S.; BOUHOUM, K. Urban wastewater treatment in stabilization ponds: occurrence and removal of pathogens. **Urban Water**, v. 4, n. 3, p. 255–262, 2002.

AMIRTHARAJAH, A.; O'MELIA, C. R. Coagulation Processes: Destabilization, Mixing and Flocculation. Chapter 6. *In: Water Quality and Treatment*, 4th ed., McGraw-Hill, USA, 1990.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22^a ed. Washington, 2012.

ARCHER, H. E.; MARA, D. D. Waste stabilisation pond developments in New Zealand. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 2, p. 9–15, 2003.

AREIAS, I. O. R. et al., Incorporação de lodo da estação de tratamento de esgoto (ETE) em cerâmica vermelha. *Cerâmica*, v.63, n.367, p.343-349, 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12653**: Materiais Pozolânicos. Rio de Janeiro, 2014.

AZEVEDO NETTO, J. M. et al. Lagoas de estabilização. 2ªed. São Paulo, CETESB, 241p, 1975.

BACARIN, L. I. P., **Pós-tratamento físico-químico de efluente sanitário para remoção de fósforo**. 100 f. Dissertação (Mestrado em engenharia: Infraestrutura e Meio Ambiente). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2011.

BAEZA-BROTOS, F. et al. Portland cement systems with addition of sewage sludge ash. Application in concretes for the manufacture of blocks. **Journal of Cleaner Production**. V. 82, nov/2014, p. 112-124.

BALMÉR, P. E VIK, B. Domestic Wastewater Treatment With Oxidation Ponds In Combination With Chemical Precipitation. **Journal Progress in WaterTechnology**, 10 (5/6), PP 867 – 880, 1978.

BARBOSA, S. M. D. S. **Estudo da remoção de nitrogênio em uma lagoa de polimento tratando esgoto doméstico em escala real**. 2013. 126 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

BASTO, P. A, JUNIOR, H. S, NETO, A. A. M. Characterization and pozzolanic properties of sewage sludge ashes (SSA) by electrical conductivity. **Cement and Concrete Composites**, v. 104, 2019.

BASTO, P. E. A. **Determinação da pozzolanicidade por condutividade elétrica do lodo de estações de tratamento de esgoto (ETE) para adição ao cimento Portland**. 2018. 99 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco.

BIAŁOWIEC et al., **Possibilities of management of waste fly ashes from sewage sludge thermal treatment in the aspect of legal regulations**, *Annu. Set Environ. Prot.*, 11, pp. 959-971, 2009.

BORGES, F. SELLIN, N. MEDEIROS, S. H. W.; Caracterização e avaliação de lodos de efluentes sanitário e industrial como biomassa na geração de energia. **Ciência & Engenharia**, [s.l], v. 17, n. 1/2, p.27-32, dez. 2008.

BRASIL, Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **“Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015”**, SNSA/MCIDADES, Brasília, DF.

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

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357/2005 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.**

BRATBY, J. **Coagulation and flocculation**. England: Uplands Press Ltd. 354 p., 1980

BRATBY, J. **Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment**. 3rd ed., London: IWA publishing, 524 p., 2016.

BRITO A. C. et al. II-343 - Flotação por ar dissolvido como pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização. **Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental e Sanitária**, 2015.

BRITO, A. C. D. **Flotação por ar dissolvido como pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização**. 2016. 53 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2016.

BUISINE, F. & OEMCKE D. Seasonal influence of waste stabilisation pond effluent on DAF/F process operation. **Water Science and Technology**. Vol 48 nº2, 2003.

CARVALHO, J.F.C.; ARAÚJO, G.M.; GOMES, L.A. **Utilização de ensaios de floculação como pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização visando à**

remoção de algas. In: Anais VIII SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Fortaleza, Ceará, 2006.

CARVALHO, M. J. H. **Uso de coagulantes naturais no processo de obtenção de água potável.** 2008. 151 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

CASTILHOS JUNIOR, A.B. et al. **Tratamento de Lixiviados de Aterro em Sistema de Lagoas.** In: GOMES, L.P. Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 140-171.

CASTRO, A. L. **Aplicação de conceitos reológicos na tecnologia dos concretos de alto desempenho.** 2007. 334 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia dos Materiais. Universidade de São Paulo.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Operação e Manutenção de Lagoas Anaeróbias e Facultativas: manual técnico.** 1986.

CHAGAS NETO, V. B. **Caracterização do esgoto bruto e avaliação da eficiência de redução de matéria orgânica e de bactérias entéricas, em diferentes processos de tratamento de esgotos domésticos, empregados na cidade de Salvador/Bahia.** 1995. 153 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Ciências e Tecnologia. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1995.

CHIAVELLI, H. et al. **Etapas de um sistema de tratamento de efluente e processos convencionais de tratamento: uma revisão de literatura.** 2019.

CHUNPING, G. et al., Feasibility of recycling sewage sludge ash in ultra-high performance concrete: Volume deformation, microstructure and ecological evaluation. **Construction and Building Materials**, v. 318, 2022.

D’ALESSANDRO, E.B. et al., **Influência da sazonalidade em lagoas de estabilização, Ingeniería del Agua**, v.19.4, p.193-209, 2015.

DAEE, M. GHOLIPOURB, A. STEFANAKIS, AI., Performance of pilot Horizontal Roughing Filter as polishing stage of waste stabilization ponds in developing regions and modelling verification, **Ecological Engineering**, v. 138, p.8-18, 2019.

DE ASSIS, R. S. S. **Remoção de Microcystis Aeruginosa e Microcistinas por flotação por ar dissolvido – estudo em escala de bancada utilizando sulfato de alumínio e cloreto férrico como coagulantes**. 2006. 137f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília, DF, setembro, 2006.

DE CASTRO, A. L. F. G.; SILVA, O. R.; SCALIZE, P. S. Cenário Da Disposição Do Lodo De Esgoto: Uma Revisão das Publicações ocorridas no Brasil de 2004 a 2014. **Multi-Science Journal**. V. 1, n. 2, 2015, p. 66-73.

DHIR, R. K.; GHATAORA, G. S.; LYNN, C. J., 2016. “Sustainable Construction Materials: Sewage Sludge Ash”, **Woodhead Publishing**. ISBN: 978-0-08-100989-5

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. ABES, v. 1. Rio de janeiro, 1993.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. (2005) **Métodos e técnicas de tratamento de água**, 2 ed., v.1, São Carlos: RIMA.

DIAS, A. L. S. **Análise de desempenho de lagoas de estabilização empregadas para tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. 2012. 169 f. Tese (Doutorado) - Curso de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

DONATO, C. J.; TAJENAKA, E. M. M. O Aproveitamento de Resíduos de Madeira para o Desenvolvimento Sustentável. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**. V. 12, n. 4, 2016, p. 67-80.

DUTRA, R. S. et al. Adição de resíduo de lodo da indústria têxtil na produção de blocos cerâmicos de vedação. **Revista Eletrônica de Materiais e Processos**, v.10, n.1, p.29-35, 2015.

EDOKPAYI, J.N. et al., Evaluation of contaminants removal by waste stabilization ponds: A case study of Siloam WSPs in Vhembe District, South Africa, **Heliyon**, v. 7, ed. 2, 2021.

EDZWALD, J. K. Dissolved Air Flotation and me. *In: Water Research*. n. 44. 2077-2106, 2010.

EMDAEP, Disponível em:
<<http://www.emdaep.com.br/index.php?pagina=lagoa&id=2>>. Acesso em: 30 de maio de 2022.

FABRETI, A. A. **Pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização através de processo físico-químico**. 2006. 159 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, 2006.

FABRETI, A. A.; LÉO, L. F. R.; PIVELI, R. P. Pós-tratamento de efluentes de lagoas anaeróbias por meio de processo físico-químico utilizando sulfato de alumínio como coagulante, **Revista Minerva- Pesquisa e Tecnologia**, v. 3, n. 2, p. 151-158, 2006.

FABRO, L. F. **Floco-sedimentação seguida de processos de separação por membranas para tratamento de efluente de lagoas de estabilização visando o reúso**. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Passo Fundo, p. 113, 2017.

FARIA, O. L. V., **Remoção de fósforo de efluente de parbolização de arroz por absorção biológica estimulada em reator em batelada sequencial (RBS) associada a precipitação química**. 91 f. Tese (Doutorado em Ciências e Tecnologia Agroindustrial) Universidade Federal de Pelotas, Pelotas – RS, 2006.

FARZADKIA, M.; EHRAMPOUSH, M. H.; SADEGHI, S.; et al. Performance evaluation of wastewater stabilization ponds in Yazd-Iran. **Environmental Health Engineering and Management Journal**, v. 1, n. 1, p. 7–12, 2014.

FERNANDES, F. **Manual prático para compostagem de biossólidos**. Rio de Janeiro: ABES. 1999, 84 p.

FERRARI, G. F. et al. **Pós tratamento do efluente de lagoa facultativa primaria através da utilização de coagulantes metálicos e polímeros**. In: Anais XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Campo Grande, Mato Grosso. 2005.

FERREIRA FILHO, S. S. **Notas de Aula da disciplina: Processos Físico-químicos I**. – Escola Politécnica. Universidade de São Paulo, 2004.

FERREIRA, A. C. F. - **Remoção de matéria orgânica de efluente de carcinicultura por meio de tratamento físico-químico (coagulação-floculação) e biológico (lodo ativado)**. Dissertação de Mestrado, UFRN, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Área de concentração: Engenharia Química. Natal/RN, Brasil, 2021.

FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E. **Revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do Estado do Rio de Janeiro**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2003, Joinville. Anais. Joinville.: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 2003.

FIGUEIREDO, I.C. **Avaliação do Desempenho do Processo CEPT (Chemically Enhanced Primary Treatment) no Tratamento Primário de Esgotos Domésticos**. 2009. 125 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia. Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE/UFRJ, 2009.

FIGUEIRÊDO, M. D. B. et al. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 399-409, 2007.

FILHO, O. B.; GIORDANO, G.; SANTOS, R. C. O. **Proposta de um método de cálculo do tempo de sedimentação no tratamento de esgotos por lodos ativados em bateladas**. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 10, n. 3, p. 185-193, 2005.

FONTES, M. A.; TOLEDO FILHO, R. D.; BARBOSA, M. C. Sewage sludge ash (SSA) in high performance concrete: characterization and application. **Revista IBRACON de Estruturas e Materiais**, v.9, n.6, p. 989 – 1006, 2016.

FORTINO, P. et al., **Pós-tratamento de efluente têxtil usando coagulação/floculação**, IX SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL, 2014.

FRANCO, E. F. **Avaliação da Influência dos Coagulantes de Alumínio e Cloreto Férrico na Remoção de Turbidez e Cor da Água Brita e Sua Relação com Sólidos na Geração de Lodo em Estações de Tratamento de Água**. 2009. 187f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto-SP. 2013.

FRIEDMAN, A. A. et al. Algae separation from oxidation ponds, **Journal Water Pollution Control Federation**, pp. 111-119, 1977.

FUJIOKA, A. M. A. et al. Avaliação da eficiência da remoção de nitrogênio e fósforo em lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado e esgoto sanitário. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 6, n. 3, p.12049-12058 Mar. 2020.

FURTADO, A. L. F. F. et al. Morphological and molecular characterization of cyanobacteria from a Brazilian facultative wastewater stabilization pond and evaluation of microcystin production. **Hydrobiologia**, p. 195 – 209, 2009.

GONÇALVES, R. F. et al. **Remoção de algas, DQO, fósforo e coliformes do efluente de lagoas facultativas através de coagulação/floculação/decantação**. In: XXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL - AIDIS 98. Proceedings. Lima, Peru, 1998.

GOOGLE. Disponível em: < <https://www.google.com.br/maps/@-21.4540859,-51.5568698,694m/data=!3m1!1e3?hl=pt-PT&authuser=0>>.

GRAY, N. F. Nature of Wastewater. **Biology of Wastewater Treatment**. 2nd ed., p.14–55, 2004. University of Dublin, Ireland: Imperial College Press.

HANAUER, T. V. et al. **Aplicação de coagulantes químico e orgânico para o tratamento de efluente de abatedouro avícola**, Revista Brasileira de Energias Renováveis, v.8, n.2, p.480- 493, 2019.

HARRELKAS, F. et al. Treatment of textile dye effluents using coagulation flocculation coupled with membrane processes or adsorption on powdered activated carbon. **Desalination**, 235, 330–339, 2009.

HAYATI, H.; DOOSTI, M.; SAYADI, M. **Performance evaluation of waste stabilization pond in Birjand , Iran for the treatment of municipal sewage**. Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences. Anais... . v. 3, p.52–58, 2013.

HENDRICKS, D. W. **Fundamentals of water treatment unit processes : physical, chemical, and biological**. 1. ed., Boca Raton: CRC Press, 2011.

HOSETTI, B. B.; FROST, S. A review of the sustainable value of effluents and sludges from wastewater stabilization ponds. **Ecological Engineering**, v. 5, n. 4, p. 421–431, 1995.

IBGE. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/dracena/panorama>>. Acesso em; 30 de maio de 2022.

ISTUQUE, D. B. et al., Investigação sobre a cinza de lodo de esgoto como adição mineral em matrizes cimentantes. XVII Congresso de Iniciação Científica da Unesp., São Paulo: Pró-Reitoria de Pesquisa (PROPe), 2015

JAIL, A. et al. Cotreatment of olive-mill and urban wastewaters by experimental stabilization ponds. **Journal of Hazardous Materials**, v. 176, n. 1-3, p. 893–900, 2010.

JOHNSON, O. A.; NAPIAH, M.; KAMARUDDIN, I. Potential uses of waste sludge in construction industry: a review. **Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology**, v. 8, n. 4, 2014, p. 565-570.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7ª edição. Rio de Janeiro: ABES. 2014, 1087 p.

JORDÃO, E.P. E PESSÔA, C.A. (2005). **Tratamento de Esgotos Domésticos**, 4ª ed, Rio de Janeiro: SEGRAC.

KELLNER, E.; PIRES E.C. **Influence of the thermal stratification in the hydraulic behavior of stabilization ponds**. In: CONFERÊNCIA LATINO AMERICANA EM LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO, 1, Santiago de Cali, Colômbia, [s.n], p. 187-198, 2000.

KONRADT-MORAES, L., BERGAMASCO, R. (2007) Avaliação da eficiência de remoção de cor e turbidez, utilizando como agente coagulante os taninos vegetais, com a finalidade de obtenção de água tratada, **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Belo Horizonte, Brasil.

KRACIK, M. E. S., **Caracterização do esgoto bruto de 5 localidades da grande Florianópolis e sistema de tratamento dos esgotos do continente : uma contribuição para melhoria do desempenho das lagoas de estabilização de potecas.** Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Universidade Federal de Santa Catarina, p. 145, 1998.

KÜHNE, A. R., CERON, L. P., MACHEMER, P. C., Avaliação laboratorial para escolha de coagulante no tratamento de esgoto sanitário, **Braz. J. Anim. Environ. Res.**, Curitiba, v. 2, n. 3, p. 889-899, edição especial, mai. 2019.

KURNIAWAN, T.A. et al. Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals. *In: Chemical Engineering Journal*, n. 118, p. 83-98, 2006.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** 2a edição. Campinas/SP: Editora Átomo, 2008.

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

LIMA, J. F. **Avaliação da incorporação de cinzas de lodo de esgoto como adição mineral em concretos de cimento Portland.** 2013. 77 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

LIRA, M. N. et al., ESTUDO DA RESISTÊNCIA À COMPRESSÃO DE ARGAMASSAS COM LODO DE ESGOTO CALCINADO, III CONAPESC – Congresso Nacional de Pesquisa e Ensino em Ciências, Campina Grande-PB, 2018.

LOPES, T. R. **Caracterização do esgoto sanitário e lodo proveniente de reator anaeróbico e de lagoas de estabilização para avaliação da eficiência na remoção de contaminantes.** 2015. 122 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2015.

LUCENA, L. C. L.; MARINHO FILHO, P. G. T.; PORTELA, M. G.. Monitoramento de parâmetros físicos e ambientais de camadas de solo estabilizadas com lodo de ETA e de ETE. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v.10, n.3, p.873-890, 2017.

LIN, K. L. et al., Hydration characteristics of waste sludge ash that is reused in eco-cement clinkers. **Cement and Concrete Research**. v. 35, p. 1074–1081, 2005.

LYNN, C. J, et al. Sewage sludge ash characteristics and potential for use in concrete. **Construction and Building Materials**, v. 98, p. 767–779, 2015.

MAHMOOD, Q.; PERVEZ, A.; ZEB, B. S.; et al. Natural treatment systems as sustainable ecotechnologies for the developing countries. **BioMed research international**, v. 2013, p. 19, 2013.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, F. **Reuso da água**. 3 ed. Barueri: Manuelie, 2003.

MARA, D. D. Waste Stabilization Ponds: A Highly Appropriate Wastewater Treatment Technology for Mediterranean Countries. **Efficient Management of Wastewater**. p.113–123, 2008.

MARA, D. D.; SPEARMAN, H. W. Wastewater treatment in WSP. **Design Manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries**. p.8–18, 1998c. Leeds: Lagoon Technology International.

MARAIS, G. V. New factors in the design, operation and performance of waste-stabilization ponds. **Bulletin of the World Health Organization**, v. 34, n. 5, p. 737–763, 1966.

MARGUTI, A. L., FILHO, S. S. F., PIVELI, R. P., Otimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processos de precipitação química com cloreto férrico, **Engenharia Sanitária Ambiental**, Vol.13 - Nº 4 - out/dez 2008, 395-404.

MARTINS, H. C. **Estudo sobre os processos de coagulação, floculação e decantação em efluentes oriundos de usina canavieira**. UTFP, 2014. p.24.

MAYNARD, H. E.; OUKI, S. K.; WILLIAMS, S. C. (1999). Tertiary Lagoons: A review of removal mechanisms and performance. **Water Research**, v. 33, n. 7, p.1-13, 1999.

MCCONHACHIE, G. L. et al., Field trials of appropriate hydraulic flocculation processes. **Water Research**. V. 33, n.6, p.1425-1434, 1999.

MCGARRY, M. G., and PESCOD, M. B. **Stabilization pond design criteria for tropical Asia.** Proceedings of the Second International Symposium for Waste Treatment Lagoons, p.114–132, University of Kansas, Lawrence, KS, 1970.

MEDEIROS, S. A.. Incorporação de lodo de tanque séptico como matéria prima de uma mistura asfáltica. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2006.

MEHTA, P. K.; MONTEIRO, P. J. M. **Concreto: Microestrutura, Propriedades e Materiais.** São Paulo: IBRACON, 2014.

MELLER, J. G. et al. Avaliação da potencialidade de resíduos gerados pela indústria de papel e celulose como materiais alternativos para a indústria cimenteira. **In: FÓRUM INTERNACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS**, 8.Anais. Porto Alegre, 2017.

METCALF, L.; EDDY, H.P. **Wastewater engineering: Treatment, disposal and Reuse.** 4th ed. Nova York: MacGraw-Hill, 2003.

METCALF; EDDY, INC. **Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse.** New York: Ed. McGraw-Hill, 2002. 1334 p.

MIDDLEBROOKS, E. J. **Upgrading pond effluents: an overview.** Water Science and Technology, Vol. 31, No 12, pp. 353-368, 1995.

MIERZWA, J. C., HESPANHOL, I., **Água na indústria: uso racional e reuso.** São Paulo: ed. Oficina de Texto, 2005.

MOLOSSI, J., **Pós-tratamento físico-químico de efluente de laticínio para remoção de fósforo.** Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo, 2013.

MONTEGGIA, L. O.; TESSELE, F. **Remoção de algas e fósforo de efluentes de lagoas de alta taxa.** In: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – coletânea de trabalhos técnicos. Volume 2. PROSAB, Belo Horizonte, 2001.

MORAIS N. W. S.; SANTOS A. B. Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reuso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. **Revista DAE**, v. 67, n. 215, p. 40-55, 2019.

MORALES, G. Aproveitamento do lodo de esgoto sanitário como matéria prima para a produção de material pozolânico. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**. Londrina, v. 18, n. 4, dez./1999, p. 39-45.

MORAVIA, W. G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas**. 2007. 161 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

NDABIGENGESERE, A.; NARASIAH, S. Quality of water treated by coagulation using Moringa oleífera seeds. *In: Water Research*, Cardiff, UK, v. 32, n. 3, p. 781-791, 1998.

NEVILLE, A.M. (2016) Propriedades do concreto. 5.ed. Porto Alegre: Bookman.

NOYOLA, A. et al. Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America. **Clean - Soil, Air, Water**, v. 40, n. 9, p. 926–932, 2012.

NOZELA, W. C. **Caracterização do lodo de esgoto, após desaguamento e secagem térmica, da Estação de Tratamento de Esgoto de Araraquara/SP**, Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Química de Araraquara/SP, 90 f, 2014.

NUNES, B. H.; CABRINI, S. L. Aspectos Positivos da Utilização da Reciclagem Energética como uma Ferramenta Conjugada a Estrutura de Gestão de Resíduos Sólidos no Brasil. **Revista Tec. Fatec AM**. V 3, n. 1, mar./set. 2015, p. 33-42.

NUNES, J.A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais**, 4. ed. Rev. Aracaju, SE : J. Andrade , 2004.

OLIVEIRA, F. F. **Remoção de algas e nitrificação terciária de lagoas de estabilização facultativas através de biofiltros aerados de leito submerso**. 1996. 156 f. Dissertação submetida ao Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1996.

OLIVEIRA, F. F.; GONÇALVES, R. F. **Principais tecnologias empregadas no polimento do efluente de lagoas de estabilização**. *In: 20º CONGRESSO*

BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Rio de Janeiro, 1999.

OLIVEIRA, S. M. A. C. **Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos**. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 231 f. 2006.

OLIVEIRA, S. M. A.; VON SPERLING, M. Avaliação comparativa de seis tecnologias de tratamento de esgoto, em termos de atendimento a padrões de lançamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais eletrônico...** Rio de Janeiro: ABES, 2005. p. 1-7.

OTTOSEN, L. M. et al., Utilization of acid-washed sewage sludge ash as sand or cement replacement in concrete. **Resources, Conservation and Recycling**. v. 176, 2022.

PASSOS, R. G. **Avaliação de desempenho de lagoas de estabilização por meio de dados de monitoramento e modelagem em fluidodinâmica computacional (CFD)**. 285 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG – Escola de engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor e turbidez elevada**. São Carlos. Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos – SP, 2001. Tese (Mestrado).

PAVANELLI, G.; PIRES, E. C. Remoção de algas em um sistema de biofiltros submersos. **Engenharia Sanitária Ambiental**. v. 24. n 6. Nov/Dez 2019.

PEIXOTO, F. S. et al. **Importância da Caracterização de Esgotos Gerados em Instituições de Ensino – Estudo de Caso – IFCE, Campus Limoeiro do Norte**. In: Anais VII CONNEPI - CONGRESSO NORTE NORDESTE EM PESQUISA E INOVAÇÃO. 2012. Palmas, Tocantis, 2012.

PELLISSARI, L. M. T. **Influência de parâmetros de projeto no desempenho do Floculador Tubular Helicoidal aplicado ao tratamento de água de abastecimento**.

2006. 123 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2006.

PEÑA, M.; MARA, D. Thematic Overview Paper: Waste Stabilisation Ponds. *IRC International Water and Sanitation Center*, n. July, p. 43, 2004.

PÉREZ-CARRIÓN, M. et al., Potential use of sewage sludge ash (SSA) as a cement replacement in precast concrete blocks. *Materiales de Construcción*, v.64, 313, 2014.

PIANTÁ, C. A. V. (2008). **Emprego de coagulantes naturais como alternativa ao uso do sulfato de alumínio no tratamento de água**, Monografia (Graduação em Engenharia Civil), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 74 pp.

PIOTTO, Z. C.. **Regeneração do potencial de coagulação de lodos químicos de estações de tratamento de água para reutilização no tratamento físico-químico de diferentes tipos de águas residuárias**, Vitória, 1995, Dissertação submetida ao Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo.

PIVELI R. P. **Notas de aula da disciplina: “Caracterização da Qualidade de Água e Poluição: Aspectos físico-químicos”**. – Escola Politécnica – Universidade de São Paulo, 2004.

PREFEITURA DE DRACENA. Disponível em:
<<https://www.dracena.sp.gov.br/portal/servicos/1023/plano-municipal-de-assistencia-social/>>. Acesso em 30 de maio de 2022.

PRESTES, A. P. B. et al. Tratamento de efluente de indústria de papel com agente coagulante tanino vegetal. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.13 n.24; p. 1043-1051, 2016.

PROCÓPIO, A. S. **Avaliação da eficiência do sistema de tratamento de efluentes tipo Mizumo Business em canteiro de obras em Sabará - MG**. 2014. 59 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental. Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

QUEIROZ, T. R. (2001). **Remoção de sólidos suspensos de efluentes de lagoas de estabilização por meio de processos naturais**. Dissertação de Mestrado, Publicação MTARH.DM-033A/2001, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 229p.

RAHIMI, Z. et al. A new anti-fouling polysulphone nanofiltration membrane blended by amine-functionalized MCM-41 for post treating waste stabilization pond's effluent. **Journal of Environmental Management**, v. 290, 2021.

RAHMATIYAR, H. et al. Wastewater treatment efficiency in stabilization ponds , **Olang treatment** . , v. 2, n. 1, p. 217–223, 2015.

RAMALHO, R. S. Introduction to wastewater treatment processes. Ed. Academic Press, INC. London, 403p, 1977.

RAMIREZ, L., SIERRA, L., Coagulants evaluation of chemicals in the removal of suspended solids, chemical oxygen demand and algae in the pond system Salguero., **TECCIENCIA**, v.13 n.24, 91-99p., 2018.

RASÕES, M. A. A., **Estudo sobre a precipitação química do fósforo como forma de remediação do estado trófico da lagoa de Furnas**, São Miguel – Açores. Lisboa, Portugal, 2008.

REALI, M. A. P. **Notas de Aula da disciplina: Processos e operação em tratamento de águas de abastecimento**. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Carlos. São Carlos, 2005.

REALI, M. A. P., PENETRA, R. G.; CAMPOS, J. R. **Influência da floculação na flotação de efluentes de reatores anaeróbios UASB**. *In* XXVI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL. Lima. Anais. Lima, Peru, 1998.

REALI, M. A. P.; PATRIZZI, L. J. **The influence of the contact zone configuration on the efficiency of a DAF pilot plant**. *In*: 5TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON FLOTATION IN WATER AND WASTEWATER SYSTEMS, 2007, Seoul. Proceedings. Seoul, South Korea: Seoul National University, 2007.

REALI, M. A. P.; SANTOS, S. P. **Flotação por ar dissolvido em escala piloto com**

escoamento vertical entre placas para remoção de algas em águas de abastecimento. In: XXV CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, Anais, v. 1, Cidade do México, México: AIDS, 1996.

REYNOLDS, T. D.; RICHARDS, P. A. **Unit operation and processes in environmental engineering.** 2ª ed. PWS Publishing Company. Boston, 1996, 816 p.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento.** São Paulo: Edgar Blucher, 2009.

RIVAS, Z et al. Nitrógeno e fósforo totales de los ríos tributários al sistema Lago de Maracaibo, Venezuela. **Interciencia**, Caracas, v. 34, n. 5, p. 308-314, 2009.

ROCHA, M. L. A. F. et al. **Polimento do efluente de lagoas facultativas através de coagulação/floculação/decantação.** In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Rio de Janeiro, 1999.

RODRIGUES, L. P.; HOLANDA, J. N. F.. Influence of the incorporation of water treatment plant (WTP) sludge on the technological properties of soil-cement bricks. **Cerâmica**, v.59, n.352, p.551-556, 2013.

ROSALINO, Melanie R. R. **Potenciais efeitos da presença de alumínio na água de consumo humano.** 2011. 85 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2011.

SALAS, H. & MARTINO, P. (1991). A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water Research**, v. 25, n. 3, p. 341-350.

SÁNCHEZ, I. A.; MATSUMOTO, T. Evaluación del desempeño de la planta de tratamiento de aguas residuales urbanas de ILHA Solteira (SP) por lagoas facultativas primarias. **Ingeniería y Desarrollo**, v. 30, n. 2, 2012.

SÃO PAULO. Decreto Estadual nº 8468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Diário Oficial [do] Estado de São Paulo, São Paulo, SP: Governo do estado de São Paulo, 1976.

SHINDALA, A. e STEWART, J.W. Chemical Coagulation of Effluents From Municipal Waste Stabilisation Ponds. **Journal of Water & Sewage Works**. PP 100 – 103. April, 1971.

SILVA, J. M. et al., Alternativas de destinação e reuso ambientalmente corretos e economicamente viáveis para o lodo das ETEs no estado do Rio Grande do Sul. *Revista Gestão e Desenvolvimento em Contexto*, v.5, n.1, p.66-69, 2017.

SILVA, C. A. **Estudos aplicados ao uso da *moringa oleifera* como coagulante natural para melhoria da qualidade de águas**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Química, Universidade Federal de Uberlândia – UFU, Uberlândia, Minas Gerais. 2005.

SILVA, C. A. et al. Classificação dos lodos formados durante o processo de coagulação/floculação da água com os coagulantes PAC e Moringa oleifera. **Engevista**, v. 14, p. 302-309, 2012.

SILVA, L. D. C. **Avaliação da qualidade final de lagoas de estabilização com vistas ao reuso urbano**. 2012. 57 f. Dissertação (Mestrado) - Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2012.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1979, 156 p.

SILVA, T. S. S. (1999). **Estudo de tratabilidade físico-química com uso de taninos vegetais em águas de abastecimento e de esgoto**, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação de Saúde Pública, Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 85 pp, 1999.

SILVA, V. V.; OLIVEIRA, F. F.; GONÇALVES, R. F. **Polimento do efluente final de um sistema australiano de lagoas de estabilização através do processo compacto físico-químico do tipo coagulação/floculação/decantação**. In: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). João Pessoa, 2001.

SIQUEIRA JUNIOR., B.. Água e estudo de reaproveitamento na indústria de cerâmica vermelha. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal do Pernambuco, Recife, 2011.

SIQUEIRA, L. F. S. et al. Bioensaio e estudo da decomposição de *Ruppia marítima* L, da Laguna da Jansen, São Luís – MA, Brasil. **Revista Acta Tecnológica**, São Luís, v. 6, n.1, p. 63-72, 2011.

SMOL, M. et al. 2015. “The possible use of sewage sludge ash (SSA) in the construction industry as a way towards a circular economy”, **Journal of Cleaner Production**, 95, 45 – 54, 2015.

SOARES, L. A. **Utilização de resíduo de ETA no tratamento de efluente de lagoas de estabilização**. 2013. 163 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Meio Ambiente. Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2013.

SOUSA NETO, O. N. et al. Fertirrigação do algodoeiro utilizando efluente doméstico tratado. **Rev. Bras. de Eng. Agríc. e Ambient.** v. 16, n°.2, Campina Grande, 2012.

SOUSA, A. A. P. **Remoção de Matéria Orgânica, Sólidos Suspensos e Indicadores Bacteriológicos em Lagoas de Estabilização em Escala Real**. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994.

SOUSA, M. U., LIMA, L. M. R., Caracterização físico-química e microbiológica do esgoto da UEPB com proposta de tratamento para fins de reuso, **Revista Verde (Pombal - PB - Brasil)**, VOL. 10. , Nº 4 , p. 54 - 60, out-dez, 2015.

SOUZA, J. V. R., TIEZZI, R. O., MOURA, R. B., **Otimização do processo de coagulação de efluente industrial através da aplicação do dccr**, 30º congresso brasileiro de engenharia sanitaria e ambiental, ABES -- Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2019.

SPÓSITO, T. H. N. **Parâmetros físico-químicos do efluente de ete do distrito urbano de Montalvão/SP manejado com aguapé**. 2013. 99 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-Graduação em Agronomia. Universidade do Oeste Paulista/Unoeste, Presidente Prudente, 2013.

SUARTE, F. M. J. **Aproveitamento e caracterização do lodo de ETE para fins energéticos e como adição pozolânica para o concreto.** 2019. 113 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Tocantins.

TILLEY, E. et al. **Compendium of Sanitation Systems and Technologies.** Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland, 2014.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. V. R. **O comportamento do sistema de lodo ativado.** Campina Grande: Epgraf, 1999.

VERONESE, R. B. A., **AVALIAÇÃO DO USO DE CINZA DO LODODE ESGOTOCOMO SUBSTITUIÇÃO PARCIAL AO USO DO CIMENTOEM MISTURAS DE CONCRETO,** Revista de Engenharia e Tecnologia, v.13, n. 2, p. 274-281, 2021.

VIEIRA, A. C., **Caracterização da biomassa proveniente de resíduos agrícolas.** 72 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Energia na Agricultura, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012

VON SPERLING, M. et al., **Capítulo 7: Lagoas de estabilização.** In: Gonçalves, R.F. (coord). Desinfecção de efluentes sanitários. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP. p. 277-336. 2003.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

VON SPERLING, M. Lagoas de estabilização. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, v.3, 3ªed, 2017, 196p.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** 2ª ed. Belo Horizonte: UFMG, v. 3, 2002. 196p.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos.** Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, v. 2, 2ª ed., 2016, 211 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, v.01. Minas Gerais: ABES, 1995.

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

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. London: IWA Publishing. London. Seattle, 2005.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Lagoas de Estabilização**, v.03. Minas Gerais: ABES, 1996.

YÁNEZ, F. C. **Lagunas de estabilizacion – teoria, diseno, evaluación y mantenimiento**. ETAPA. Cuenca, Equador, 1993, 421p.

YOSHIDA, F. **Remoção de matéria orgânica e fósforo de efluente de tratamento anaeróbio por processo físico-químico**. Dissertação de mestrado – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

YUSUF, R. O. et al., Use of sewage sludge ash (SSA) in the production of cement and concrete-a review, **International Journal of Global Environmental Issues**, vol 12, n 2-4, p 214-228, 2012.

8 ANEXO

Tabela 1. Resultados do pós-tratamento com a utilização de 75 mg/L do coagulante cloreto férrico.

Cloreto Férrico												
Parâmetros												
Análises	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	pH	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Temperatura (°C)	Fósforo (mg/L)	Turbidez (UT)	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)
1	62,00	97,53	7,20	24,56	1,36	1,82	22,14	0,62	24,00	184,26	72,12	6,14x10 ³
2	57,00	109,46	7,00	26,86	1,47	2,11	25,32	0,89	32,00	210,32	58,23	5,20x10 ³
3	58,00	107,53	7,00	24,45	1,12	1,58	23,23	1,12	29,00	176,22	60,42	1,04x10 ⁴
4	55,00	98,30	6,80	22,87	1,18	1,45	21,45	0,98	26,00	244,11	68,74	8,22x10 ³
5	56,00	108,36	7,10	26,68	0,80	2,00	22,52	1,23	37,00	204,66	81,56	4,88x10 ³
6	67,00	107,68	6,90	27,22	1,11	1,16	23,65	0,69	41,00	196,87	64,96	1,00x10 ⁴
7	60,00	99,84	7,00	24,63	0,97	2,23	24,15	1,17	27,00	166,25	53,80	8,45x10 ³
8	52,00	97,92	7,30	23,41	1,24	1,87	21,33	1,10	34,00	182,47	76,24	6,54x10 ³
9	64,00	110,24	7,10	24,74	1,42	1,46	22,47	0,74	39,00	214,86	88,16	5,63x10 ³
10	58,00	96,47	7,20	24,12	1,14	1,76	22,86	0,86	25,00	163,35	78,66	9,12x10 ³
11	-	92,48	7,10	25,79	0,96	2,18	24,53	0,82	31,00	197,64	55,34	-
12	-	98,36	7,00	27,14	1,17	1,63	23,17	1,05	29,00	224,33	67,93	-
13	-	106,78	6,90	26,32	1,31	2,00	24,85	1,18	26,00	160,22	73,29	-
14	-	94,56	7,10	25,85	1,29	1,90	22,27	0,77	34,00	177,84	56,87	-
15	-	102,61	7,20	26,25	0,86	1,74	22,04	0,91	28,00	182,73	61,21	-

Tabela 2. Resultados do pós-tratamento com a utilização de 50 mg/L do coagulante tanino.

Análises	Tanino											
	Parâmetros											
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	pH	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Temperatura (°C)	Fósforo (mg/L)	Turbidez (UT)	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)
1	42,00	90,23	7,30	26,12	0,84	1,22	23,21	2,96	21,00	158,98	44,26	1,20x10 ³
2	50,00	86,46	7,30	22,56	0,71	1,00	22,56	3,31	15,00	135,32	40,89	3,21x10 ³
3	46,00	92,92	7,20	24,63	0,79	0,96	23,32	3,26	19,00	187,74	58,74	9,90x10 ²
4	51,00	85,23	7,40	21,32	0,68	0,82	25,96	2,78	25,00	141,22	64,35	1,00x10 ³
5	55,00	89,63	7,40	23,63	0,92	1,31	24,12	2,59	23,00	189,36	48,20	1,00x10 ³
6	40,00	96,24	7,20	23,21	1,00	1,27	24,85	3,10	27,00	210,17	50,86	3,24x10 ³
7	43,00	93,47	7,50	24,23	0,93	0,93	22,74	3,00	13,00	186,49	67,88	1,12x10 ³
8	49,00	84,12	7,30	24,65	1,20	0,86	22,36	3,14	22,00	149,72	74,54	2,24x10 ³
9	53,00	88,73	7,20	22,87	0,60	1,10	21,62	2,66	14,00	166,58	43,56	9,20x10 ²
10	38,00	96,88	7,20	21,68	0,80	1,39	21,47	2,71	20,00	194,37	57,41	4,32x10 ³
11	-	82,33	7,40	21,39	0,73	1,34	23,42	3,18	15,00	224,58	64,12	-
12	-	89,56	7,50	19,82	0,62	1,20	24,25	3,13	19,00	192,18	55,69	-
13	-	84,14	7,30	20,26	0,66	0,99	22,12	2,92	26,00	146,62	47,28	-
14	-	90,20	7,40	22,74	0,88	0,80	21,87	2,83	16,00	157,40	52,64	-
15	-	83,32	7,20	24,30	0,58	1,30	22,68	3,27	15,00	163,27	47,88	-

Tabela 3. Resultados da produção de lodo em volume.

Coagulante	mL/L				
Tanino	42,58	48,04	50,78	55,43	48,24
Cloreto férico	36,73	42,86	34,24	43,88	39,42

Tabela 4. Resultados da produção de lodo em massa em 1,0 L de amostra.

Coagulante	mg					
Tanino	187,33	165,51	172,58	152,74	184,53	176,62
Cloreto férico	192,24	175,36	188,64	205,00	183,25	180,33