



Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"

Programa Interunidades

unesp 

Mestrado

Engenharia Civil e Ambiental

PRISCILA VEGA ANDRADE

**USO DA SEMENTE DE *MORINGA OLEIFERA* COMO
COAGULANTE NO TRATAMENTO TERCIÁRIO DE
EFLUENTE SANITÁRIO**

São José dos Campos

2021



PRISCILA VEGA ANDRADE

**USO DA SEMENTE DE *MORINGA OLEIFERA* COMO
COAGULANTE NO TRATAMENTO TERCIÁRIO DE
EFLUENTE SANITÁRIO**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Área de Concentração Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Adriano Gonçalves dos Reis

Coorientadora: Prof^ª. Dr^ª. Cristiane Yumi Koga Ito

São José dos Campos

2021



A553u Andrade, Priscila Vega
 Usu da semente de Moringa oleifera como coagulante
 no tratamento terciário de efluente sanitário / Priscila Vega
 Andrade. -- Bauru, 2021
 96 f.

 Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista
 (Unesp), Faculdade de Engenharia, Bauru
 Orientador: Adriano Gonçalves dos Reis
 Coorientadora: Cristiane Yumi Koga Ito

 1. Moringa oleifera. 2. Coagulação. 3. Tratamento
 terciário. 4. Potencial zeta. 5. Atividade antibacteriana. I.

Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da
Faculdade de Engenharia, Bauru. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE PRISCILA VEGA ANDRADE, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DA FACULDADE DE ENGENHARIA - CÂMPUS DE BAURU.

Aos 29 dias do mês de janeiro do ano de 2021, às 09:00 horas, no(a) Via Sistema de videoconferência e outras ferramentas de comunicação a distância, realizou-se a defesa de DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de PRISCILA VEGA ANDRADE, intitulada **USO DA SEMENTE DE MORINGA OLEIFERA COMO AGENTE COAGULANTE NO TRATAMENTO TERCIÁRIO DE EFLUENTE SANITÁRIO**. A Comissão Examinadora foi constituída pelos seguintes membros: Prof. Dr. ADRIANO GONÇALVES DOS REIS (Orientador(a) - Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Ambiental / Instituto de Ciência e Tecnologia - Câmpus de São José dos Campos - UNESP, Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA (Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Civil e Ambiental / Faculdade de Engenharia de Bauru - UNESP, Prof. Dr. MARCIO ANTONIO DA SILVA PIMENTEL (Participação Virtual) do(a) DIVISÃO DE ENGENHARIA CIVIL - Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental / INSTITUTO TECNOLÓGICO DE AERONÁUTICA. Após a exposição pela mestranda e arguição pelos membros da Comissão Examinadora que participaram do ato, de forma presencial e/ou virtual, a discente recebeu o conceito final: Aprovada _ _ _ _ _ . Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelo(a) Presidente(a) da Comissão Examinadora.


Prof. Dr. ADRIANO GONÇALVES DOS REIS

PROPOSTA DE ALTERAÇÃO DO TÍTULO

A COMISSÃO EXAMINADORA PROPÕE A ALTERAÇÃO DO TÍTULO DO TRABALHO DA ALUNA:
PRISCILA VEGA ANDRADE

DE: "USO DA SEMENTE DE MORINGA OLEIFERA COMO AGENTE COAGULANTE NO TRATAMENTO
TERCIÁRIO DE EFLUENTE SANITÁRIO"

PARA: "USO DA SEMENTE DE MORINGA OLEIFERA COMO COAGULANTE NO TRATAMENTO
TERCIÁRIO DE EFLUENTE SANITÁRIO"

Bauru, 29 de janeiro de 2021.



Prof. Dr. Adriano Gonçalves dos Reis
Orientador

Dedico ao meus pais e minha família, com todo meu amor, por todo apoio, paciência, carinho e conforto que sempre me proporcionaram.

Dedico esta dissertação também ao meu orientador, Prof. Dr. Adriano Gonçalves dos Reis, por toda confiança, suporte, amizade e excelente orientação.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Adriano Gonçalves dos Reis, pela confiança no desenvolvimento dessa pesquisa, pelo constante suporte, incentivo e orientação. Agradeço profundamente por toda compreensão, apoio e amizade nesta jornada. Me espelho em você como pessoa e como profissional. Agradeço também à minha coorientadora Profa. Dra. Cristiane Yumi Koga Ito, quem admiro tanto, por toda orientação e suporte.

Ao Departamento de Engenharia Ambiental do ICT/Unesp de São José dos Campos pela infraestrutura. Ao laboratório de Saneamento/Hidráulica, em especial à técnica Vanessa Rodrigues Pereira por todo auxílio. Ao laboratório de Genoma, especialmente à Dra. Maria Alcionéia Carvalho de Oliveira por todo auxílio, paciência, suporte e risadas e à técnica Clélia Aparecida de Paiva por toda assistência. Vocês foram peças essenciais para o desenvolvimento desta pesquisa.

A todos funcionários e técnicos do ICT/Unesp de São José dos Campos e do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental de Bauru. A todos os professores e profissionais que, de alguma forma, colaboraram com meu desenvolvimento profissional e pessoal.

Ao Parque Tecnológico de São José dos Campos por ter aberto as portas e permitido o acesso à ETE para desenvolver minha dissertação. Ao Paulo Pio pela confiança e ao técnico da ETE Alexandre Franco de Oliveira por todo o suporte e disponibilidade.

À Sabesp pelo suporte na realização das análises de carga bacteriana, permitindo obtenção de resultados importantes para evolução da pesquisa. Ao Sávio Martinez pela receptividade e às biólogas Daniela Nizato e Wanderly Ferraz pela assistência.

Ao ICT/UNIFESP de São José dos Campos pelas análises de potencial zeta e tamanho de partícula.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior) pelo fomento e concessão da bolsa de mestrado. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 [número de concessão 88882.432837/2019-01].

Aos meus pais Dimas e Regina, que sempre apoiaram todas minhas escolhas e fizeram de tudo para que eu alcançasse meus objetivos. Ao meu irmão Douglas, minha referência, por toda base e companhia. À minha tia Isabel por toda experiência, suporte e amizade. A todos os familiares pela base e incentivo.

Agradeço à Carolina Ferreira Palanca, por todo auxílio nas análises laboratoriais, pela amizade e pelas risadas que deixaram esta jornada mais leve. Agradeço à Letícia Fonseca por todo o suporte, incentivo e amizade. E a todos meus amigos pelo apoio e incentivo nesta jornada.

“Mantenham a mente aberta, assim como a capacidade de se preocupar com a humanidade e a consciência de fazer parte dela.”

- *Dalai Lama*

RESUMO

A inclusão de um tratamento terciário pode se fazer necessária para prover um efluente de qualidade suficiente para lançamento ou para o reuso. Não foram encontrados na literatura estudos do uso da semente de *Moringa oleifera* (MO) como coagulante em tratamento terciário de efluente sanitário. Portanto, o objetivo do presente estudo é avaliar o uso do extrato aquoso da semente de MO como coagulante natural no tratamento terciário de um efluente sanitário em comparação com o sulfato de alumínio (SA) através das operações unitárias de coagulação, floculação, sedimentação e filtração. Para tanto, amostras de efluente secundário foram coletadas e ensaios de *jar test* com filtro de areia acoplado foram realizados com dosagens de MO (150 a 750 mg/L) e de SA (40 a 200 mg/L) para determinação da dosagem ideal em função da remoção de turbidez e de cor aparente. Com as dosagens ótimas de MO (600 mg/L) e SA (200 mg/L), novos ensaios de *jar test* com filtro de areia acoplado foram realizados para comparar: lodo gerado, pH, alcalinidade, remoções de cor aparente, turbidez, SST, nutrientes, DBO, DQO, COT, carga bacteriana (coliformes totais e *Escherichia coli*), atividade antibacteriana *in vitro* (*Escherichia coli* cepa ATCC 25922) e citotoxicidade (células Vero). Os resultados demonstraram que o aumento da dosagem de MO refletiu no aumento do potencial zeta, tendendo a sua neutralidade. Quanto menor o valor de pH do efluente, maior a remoção de cor aparente e turbidez, em função do potencial zeta das partículas. Nas dosagens ideais, MO e SA apresentaram resultados similares, com remoções acima de 99%, 66% e 92% para carga bacteriana, cor aparente e turbidez, respectivamente. O uso de MO não afetou alcalinidade ou pH, e resultou em um efluente com menor citotoxicidade quando comparado com o uso do SA. No entanto, a MO não removeu nutrientes e aumentou o COT, DBO e DQO. Além disso, tanto MO quanto SA não apresentaram significativa atividade antibacteriana, o que pode estar relacionado à faixa de dosagem avaliada de MO. O tratamento com a MO gerou um lodo 3 vezes menos volumoso que o SA, com concentração de sólidos totais 1,8 vezes menor e com composição predominantemente orgânica. Portanto, o extrato aquoso da semente de MO tem potencial de usado como coagulante no tratamento terciário de efluente sanitário. Porém, é recomendada a obtenção da proteína purificada de MO quando é exigido a redução da carga orgânica do efluente.

Palavras-chave: *Moringa oleifera*. Coagulação. Tratamento terciário. Potencial zeta. Atividade antibacteriana.

ABSTRACT

Inclusion of tertiary treatment may be necessary for providing effluent of sufficient quality for disposal or reuse. Studies of *Moringa oleifera* (MO) as a coagulant in tertiary wastewater treatment have not been found in the literature. Thus, the aim of the present study is to evaluate the use of aqueous extraction of MO seeds as a natural coagulant in the tertiary treatment of a sanitary effluent, in comparison to alum, through unit operations of coagulation, flocculation, sedimentation, and filtration. Therefore, samples of secondary effluent were collected and jar test assays with sand filter were performed with MO dosages (150 - 750 mg/L) and alum dosages (40 - 200 mg/L) to determine the optimal dosage as a function of turbidity and apparent color removal. With the ideal dosages of MO (600 mg/L) and alum (200 mg/L), new jar test assays with sand filter were performed to compare: the generated sludge, pH, alkalinity, apparent color, turbidity, TSS, nutrients, BOD, COD, TOC, bacterial load (total coliform and *Escherichia coli*), *in vitro* antibacterial activity (*Escherichia coli* strain ATCC 25922), and cytotoxicity (Vero cells). The results showed that the increase in the dosage of MO reflected in the increase of the zeta potential, tending to its neutrality. The lower the effluent pH value, the greater the apparent color and turbidity removal as a function of the zeta potential of the particles. MO and alum at the ideal dosages showed similar results with removals higher than 99%, 66%, and 92% for bacterial load, apparent color, and turbidity, respectively. The use of MO did not affect alkalinity or the pH and provided an effluent less cytotoxic when compared to the use of alum. However, MO did not remove nutrients, and increased TOC, BOD, and COD. In addition, both MO and alum did not show significant antibacterial activity, which may be related to the MO dosage range applied. The treatment with MO generated 3 times less bulky sludge than alum, with total solids concentration 1.8 times lower and predominantly organic composition. Therefore, the aqueous extraction of the MO seed has the potential to be used as a coagulant in the tertiary treatment of domestic wastewater. However, a purification of the extraction of the MO seed is recommended when reduction of the organic load of the effluent is required.

Keyword: *Moringa oleifera*. Coagulation. Tertiary Treatment. Zeta potential. Antibacterial activity.

Índice de Figuras

Figura 1 – Desenho esquemático de estação de tratamento de efluente composta pelos níveis de tratamento preliminar, primário, secundário e terciário.....	7
Figura 2 - Representação da migração da partícula e da nuvem de íons quando sujeitos a uma um campo elétrico.....	11
Figura 3 - Diagrama de solubilidade para o sulfato de alumínio.	14
Figura 4 – Relação entre turbidez residual após dosagem ótima em águas com diferentes valores de turbidez inicial.....	22
Figura 5 - Processo de desestabilização de coloides através do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas com formação de microflocos durante floculação e adsorção no coletor durante filtração granular rápida.	23
Figura 6 - Fluxograma das atividades metodológicas realizadas.	25
Figura 7 - Esquema representativo das etapas de tratamento da Estação de tratamento de efluente do Parque Tecnológico de São José dos Campos.	26
Figura 8 - Esquema das etapas do extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i>	27
Figura 9 – <i>Jar test</i> utilizado nos ensaios da marca PoliControl modelo FlocControl III de 6 jarros com filtro de areia acoplado.	29
Figura 10 - Descrição dos dados de tamanho de partícula do efluente secundário através de histograma e valores cumulativos.....	36
Figura 11 - Relação da análise em triplicada da mobilidade eletroforética do efluente em estudo.	37
Figura 12 - Relação de remoção de cor aparente / turbidez e variação do potencial zeta de acordo com o aumento da dosagem do extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i>	38
Figura 13 – Valores de potencial zeta e de remoção de cor aparente e turbidez em função da variação do pH inicial do efluente em estudo para a dosagem ótima do extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i> (600 mg/L).....	42
Figura 14 - Comparação entre amostras coletadas do efluente secundário, amostra após o tratamento terciário com extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i> (600 mg/L) e após tratamento terciário com sulfato de alumínio (200 mg/L)	43
Figura 15 - Comparação da eficiência de remoção de turbidez, cor aparente e SST após tratamento em nível terciário com extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i> (600 mg/L) e sulfato de alumínio (200 mg/L). Diferença significativa para (**p < 0.05) e sem diferença significativa para (*p > 0.05).	44
Figura 16 - Consumo de alcalinidade (a) e variação no pH (b) variando a dosagem do extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i> (0 a 600 mg/L) e sulfato de alumínio (0 a 250 mg/L)..	45

Figura 17 - Relação entre DBO (a) e DQO (b) e aumento da dosagem dos coagulantes do extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i> e sulfato de alumínio.	47
Figura 18 - Mensuração do volume de lodo gerado após coagulação (extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i> – 600 mg/L e sulfato de alumínio – 200 mg/L), floculação e sedimentação. As amostras foram coletadas dos jarros de 2L e deixadas sedimentar por 2 horas.	53
Figura 19 - Imagem do lodo e gráficos da espectroscopia de raios X por dispersão em energia após tratamento com: a) Sulfato de alumínio e b) Extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i>	55
Figura 20 – Viabilidade (% com relação ao grupo controle) da linhagem celular Vero após exposição ao extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i> (30, 300, 450, 600, 750 mg/L) e sulfato de alumínio (200 mg/L).	57
Figura 21 – Viabilidade (% com relação ao grupo controle) da linhagem celular Vero após exposição ao efluente secundário e efluentes terciários após tratamento com 600 mg/L do extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i> e 200 mg/L de sulfato de alumínio.	58
Figura 22 – Teste Colilert inoculada com a amostra do efluente terciário tratado com o extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i> (600 mg/L) na diluição 10^{-1} e após incubação de 24 horas. Poços com coloração amarela indicam presença de coliformes totais.	60
Figura 23 – Teste Colilert observado em luz ultravioleta (365-366 nm) inoculado com a amostra do efluente terciário tratado com o extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i> (600 mg/L) na diluição 10^{-2} . Poços com coloração amarela indicam presença de coliformes totais e poços fluorescentes indicam presença coliformes totais e de <i>Escherichia coli</i>	60
Figura 24 – Crescimento de unidades formadoras de colônias após o contato entre a cepa de <i>Escherichia coli</i> (ATCC 25922) e os extratos aquosos da semente de <i>Moringa oleifera</i> (30, 300, 450, 600, 750 mg/L), sulfato de alumínio (200 mg/L) e cloro (8ppm), diluição e semeadura em ágar BHI.	63
Figura 25 - Média e desvio padrão das unidades formadoras de colônia de <i>Escherichia coli</i> ATCC 25922 após 24 horas de contato direto com cloro (8 ppm), sulfato de alumínio (200 mg/L) e extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i> (30, 300, 450, 600 e 750 mg/L). O resultado médio é representado por “□”.	64

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Descrição das metodologias, equipamentos e normativas seguidas para parâmetros analisados para caracterização do efluente secundário	28
Tabela 2 – Classificação do nível de citotoxicidade com base em Sletten e Dahl (1999).	31
Tabela 3 – Média e desvio padrão dos parâmetros mensurados das 18 (dezoito) amostras coletadas para caracterização do efluente no período de fevereiro à novembro de 2019.	34
Tabela 4 – Concentrações finais e remoção em porcentagem de DBO e DQO após tratamento terciário com extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i> e sulfato de alumínio.	46
Tabela 5 – Concentração e eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo após tratamento efetuado com extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i> e sulfato de alumínio nas dosagens ideais e concentração dos nutrientes no extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i> a 600 mg/L.	50
Tabela 6 - Resultados de sólidos totais (ST), sólidos fixos totais (SFT) e sólidos voláteis totais (SVT) para as dosagens ótimas do extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i> e sulfato de alumínio.	53
Tabela 7 – Porcentagem em peso e atômica dos elementos presentes no lodo após o tratamento com <i>Moringa oleifera</i> e com sulfato de alumínio.	55
Tabela 8 - Remoção em porcentagem e log da carga bacteriana e concentração final em NMP/100 mL após tratamento terciário com o extrato aquoso da semente de <i>Moringa oleifera</i> e sulfato de alumínio.	61

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

%	Porcentagem
°C	Graus Celsius
µg/µL	Micrograma por microlitro
µL	Microlitro
µm	Micrômetro
ABNT	Associação brasileira de normas técnicas
Al	Alumínio
Al(OH) ₃	Hidróxido de alumínio
Al ₂ (SO ₄) ₃ ·18H ₂ O	Sulfato de alumínio hidratado
Al ³⁺	Íon trivalente de alumínio
ANOVA	Análises de variância
Au	Ouro
BHI	<i>Brain heart infusion</i>
C	Carbono
C/F/S	Coagulação, floculação e sedimentação
Ca	Cálcio
CaCl ₂	Cloreto de cálcio
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CIM	Concentração mínima inibitória
cm	Centímetro
cm/min	Centímetros por minuto
cm ² /Vs	Centímetro quadrado por volts segundo
CO ₂	Dióxido de carbono
COD	Carbono orgânico dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono orgânico total
d10	Diâmetro de 10% da amostra
d50	Diâmetro de 50% da amostra
d60	Diâmetro de 60% da amostra

DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DMEM	Eagle modificado por Dulbecco
DQO	Demanda química de oxigênio
EDS	Espectroscopia de energia dispersiva
ETE	Estação de tratamento de efluente
FBS	Soro fetal bovino
G_{coag}	Gradiente de velocidade de coagulação
G_{floc}	Gradiente de velocidade de floculação
HBSS	Solução salina equilibrada de Hanks
HCl	Ácido clorídrico
ICT	Instituto de Ciência e Tecnologia
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
kDa	Quilodalton
m	Metro
M	Molar
m/h	Metro por hora
m ²	Metro quadrado
m ³ /(m ² .d)	Metro cúbico por metro quadrado dia
m ³ /dia	Metro cúbico por dia
m ³ /mês	Metro cúbico por mês
ME	Mobilidade eletroforética
MEV	Microscópio eletrônico de varredura
mg/L	Miligrama por litro
mm	milímetro
MO	<i>Moringa oleifera</i>
MOCP	Proteína catiônica extraída da semente de MO
mmol	Milimol
mS/cm	Milisiemens por centímetro
MTT	brometo de [3-(4,5-dimetiltiazol-2-yl)-2,5-difenil tetrazolium]
mV	Milivolts
N	Newton

NaCl	Cloreto de sódio
NBR	Normas brasileiras regulamentadoras
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Íon Amônio
nm	Nanômetro
NMP	Número mais provável
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
O	Oxigênio
OD	Oxigênio dissolvido
P	Fósforo total
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
ppm	Partes por milhão
rpm	Rotações por minuto
S	Enxofre
s	Segundo
SA	Sulfato de alumínio
SDT	Sólidos dissolvidos totais
SFT	Sólidos fixos totais
SMWW	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i>
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SS	Sólidos em suspensão
SST	Sólidos em suspensão totais
ST	Sólidos totais
SVT	Sólidos voláteis totais
taxa _{fil}	Taxa de filtração
t _{floc}	Tempo de floculação
t _{mr}	Tempo de mistura rápida
TQA	Tratamento quimicamente assistido
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
uC	Unidade de cor

UFC/mL	Unidades formadoras de colônia por mililitro
UNT	Unidade nefelométrica de turbidez
Urbam	Urbanizadora municipal
US\$	Dólar americano
V	volts
v_{cs}	Velocidade crítica de sedimentação

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1. Adversidades do esgotamento sanitário	5
3.2. Tratamento de águas residuárias	6
3.2.1. Tratamento terciário	7
3.2.2. Coagulação	11
3.2.2.1. Uso de coagulantes em efluentes domésticos.....	13
3.2.3. Floculação	15
3.2.4. Sedimentação.....	17
3.2.5. Filtração Granular Rápida.....	17
3.3. Coagulante natural - <i>Moringa oleifera</i>	19
4. MATERIAIS E MÉTODOS	25
4.1. Efluente de estudo	25
4.2. Preparação dos coagulantes	26
4.3. Técnicas de caracterização físico-químicas	27
4.4. Ensaio <i>Jar test</i> com filtro de areia acoplado.....	28
4.5. Dosagem e ensaios comparativos – extrato aquoso da semente de MO x SA.....	29
4.6. Análises citotxicológica e microbiológica	30
4.6.1. Análise citotxicológica	30
4.6.2. Redução de carga bacteriana.....	31
4.6.3. Análise de atividade antibacteriana do extrato aquoso da semente de MO	32
4.7. Análise estatística	33
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
5.1. Caracterização do efluente de estudo	34
5.2. Dosagens ideais de MO e SA	37
5.3. Efeito da variação de pH do efluente em estudo no uso de MO	41
5.4. Ensaio comparativos entre MO e SA	43
5.4.1. Remoção de turbidez, cor aparente e SST	43
5.4.2. Consumo de alcalinidade e variação no valor do pH.	45
5.4.3. Remoção de matéria orgânica.....	46
5.4.4. Remoção de nutrientes.....	49
5.4.5. Geração de lodo.....	52
5.4.6. Citotoxicidade	56
5.4.7. Carga Bacteriana e atividade antibacteriana	59

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	66
6.1. Recomendações para trabalhos futuros	67
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	68

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional em conjunto com a expansão urbana e os novos hábitos de consumo exigem melhores estratégias para a gestão do saneamento em âmbito global. No que tange ao tratamento de efluentes, alguns dos problemas mais urgentes e que estão diretamente ligados entre si são: saúde pública, acesso à rede coletora e tratamento adequado (METCALF; EDDY, 2016).

Em países em desenvolvimento, quando o efluente doméstico recebe algum tipo de tratamento, usualmente, é no máximo a nível de tratamento secundário (biológico) (METCALF e EDDY, 2016; WWAP, 2017). Entretanto, o tratamento biológico raramente é capaz de proporcionar a devida clarificação do efluente, remoção de patógenos e remoção de nutrientes que podem ser responsáveis pela eutrofização (METCALF; EDDY, 2016). É importante ressaltar que o efluente pode receber um tratamento que não atende aos parâmetros mínimos exigidos para o lançamento, seja pela falta de tecnologia, ou seja pela mudança da dinâmica populacional e industrial da região desde o projeto de construção até a efetiva implantação. O efluente, sem o tratamento adequado, pode afetar os ecossistemas aquáticos e circundantes, colocar a saúde pública em risco, além de representar um prejuízo financeiro referente à construção, operação e manutenção da estação de tratamento de efluentes (WWAP, 2017).

Apesar da existência de legislações aplicáveis, planos de gerenciamento de recursos hídricos e normas regulamentadoras, uma parcela significativa de efluente é lançada aos corpos hídricos recebendo tratamento inadequado ou sequer recebendo algum tratamento (BRASIL, 2020). De acordo o diagnóstico do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS, no Brasil no ano de 2019, apenas 54% do esgoto gerado era coletado e, desta parcela, 78% recebia algum tipo de tratamento. Porém, considerando todo o esgoto gerado (incluindo o não coletado), apenas 49% passava por algum tipo de tratamento (BRASIL, 2020). Desta porcentagem, os principais sistemas de tratamento são ao nível secundário, sendo eles reatores anaeróbios (37% do total no Brasil), lagoas (35%) e lodos ativados (10%) (ANA, 2020).

Deste modo, pós tratamentos de sistemas secundários podem ser necessários para adequação aos padrões ambientais (CHERNICHARO, 2001). Neste contexto, a inclusão de um tratamento terciário é uma opção relevante para melhorar a qualidade do efluente tratado tanto para atender aos limites de lançamento e proteção dos corpos hídricos, quanto para

potencial reuso (HENDRICKS, 2011). Isto por que o tratamento terciário consiste em tecnologias capazes de remover os sólidos remanescentes, compostos químicos presentes no efluente, reduzir a concentração de nutrientes, a toxicidade e remover micro-organismos patogênicos (HENDRICKS, 2011).

Dentre as opções de tratamento terciário, a presente pesquisa avaliará o tratamento quimicamente assistido. Este tratamento usualmente é composto pelas operações unitárias de coagulação, floculação e sedimentação (FEO; GISI; GALASSO, 2008). Além disso, dependendo das características do efluente, pode ser necessária a inclusão da operação de filtração granular rápida para remoção de partículas remanescentes de menor dimensão (HENDRICKS, 2011). Apesar das vantagens associadas à remoção de sólidos em suspensão remanescentes, a aplicação de um tratamento terciário quimicamente assistido com coagulantes sintéticos está ligada à alta produção de lodo inorgânico e ao alto custo tanto dos produtos sintéticos quanto da disposição final do lodo gerado (BRATBY, 2016).

O uso de coagulantes naturais, como a semente de *Moringa oleifera* (MO), pode ser uma alternativa para evitar as desvantagens associadas aos coagulantes sintéticos (SALEEM; BACHMANN, 2019). A MO, relatada ser nativa da Índia, é uma espécie vegetal cujas sementes são constituídas por componentes ativos coagulantes, como as proteínas catiônicas, que são capazes de desestabilizar os coloides através de adsorção e neutralização de cargas e/ou por adsorção e formação de pontes, promovendo a clarificação dos efluentes (HOA; HUE, 2018; NONFODJI *et al.*, 2020). Estes componentes coagulantes ativos da MO podem ser extraídos com solução aquosa (JUNG *et al.*, 2018), solução salina (MADRONA *et al.*, 2012) ou por processos de purificação (NONFODJI *et al.*, 2020). De acordo com a literatura, tratamentos realizados com os extratos da MO também apresentam potencial de redução e inibição de micro-organismos (HITZSCHKY *et al.*, 2010; PETERSEN *et al.*, 2016). No entanto, mais estudos nessa área são necessários para melhor compreensão do efeito antimicrobiano dos extratos de MO frente a espécies patogênicas (HITZSCHKY *et al.*, 2010; RAFAEL *et al.*, 2011).

Sendo capaz de atuar como coagulante natural e promover a clarificação do efluente, a semente de MO apresenta vantagens frente aos coagulantes sintéticos pois não oferece risco no manuseio, não exige ajuste de pH para o bom desempenho, não altera o valor do pH final, produz um lodo com maior potencial de biodegradabilidade, apresenta potencial atividade inibitória de microrganismos e é menos tóxica (LUN; WAHAB, 2020; VILLASEÑOR-BASULTO *et al.*, 2018).

Apesar do uso da semente de MO ser um dos coagulantes naturais mais estudados (LUN; WAHAB, 2020), não foram encontrados na literatura estudos referentes ao uso da semente de MO como coagulante no tratamento terciário quimicamente assistido de efluentes sanitários em busca bibliográfica realizada no primeiro semestre de 2019 em diferentes bases de dados (*Scopus, Web of Science, Science Direct*).

2. OBJETIVOS

O objetivo geral da pesquisa consiste na avaliação do uso do extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* como coagulante orgânico natural no tratamento terciário de um efluente sanitário através das operações unitárias de coagulação por adsorção e neutralização de cargas, floculação ortocinética, sedimentação floculenta e filtração granular rápida. Como objetivos específicos incluem-se:

- Determinação da dosagem ideal do coagulante MO para remoção de cor aparente e turbidez, relacionando com a variação do potencial zeta e tamanho da partícula.
- Avaliação do efeito do pH na eficiência de remoção de cor aparente e turbidez;
- Comparativo dos coagulantes MO e SA na dosagem ideal em relação ao valor de pH, alcalinidade, cor aparente, turbidez, sólidos em suspensão totais (SST), geração de lodo, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), fósforo total (P), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e redução de carga bacteriana (coliformes totais e *Escherichia coli*);
- Avaliação da citotoxicidade do extrato aquoso da semente de MO e da solução de SA, além da comparação da citotoxicidade do efluente antes e após o uso destes coagulantes no tratamento terciário;
- Avaliação da atividade antibacteriana sobre *Escherichia coli* (ATCC 25922) do extrato aquoso da semente de MO e da solução de SA.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Adversidades do esgotamento sanitário

A urbanização e o crescimento populacional global nas últimas décadas refletem em novas demandas e práticas que exigem cada vez mais a inovação no gerenciamento do saneamento (WWAP, 2017). No âmbito de tratamento de efluentes, a necessidade de buscar soluções para os problemas associados ao lançamento em corpos receptores sem o adequado tratamento tem se tornado cada vez mais urgente em função do controle da qualidade de água para a proteção dos ecossistemas e biodiversidade, segurança da saúde pública e administração de atividades econômicas (WHO/UNICEF, 2017).

Em âmbito nacional, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), estabelecida pela Lei das Águas nº 9.433/1997, é uma ferramenta chave para um gerenciamento adequado dos recursos hídricos (BRASIL, 1997). Para tanto, é necessária uma maior responsabilidade por parte de todos os usuários públicos e particulares dos recursos hídricos, bem como a melhora no monitoramento dos múltiplos usos da água para o gerenciamento mais efetivo. Simultaneamente, tratando-se do lançamento de efluentes em corpos hídricos, é indispensável o atendimento da Resolução CONAMA nº 430/2011 em esfera nacional (BRASIL, 2011) e, para o Estado de São Paulo, o atendimento ao Decreto nº 8468/1976 (BRASIL, SÃO PAULO, 1976).

O esgoto não tratado adequadamente pode conter determinadas concentrações de constituintes que podem ser responsáveis por depósitos de lodo nos rios e lagos gerando condições anaeróbias; consumo do oxigênio disponível tornando o ambiente séptico; aumento dos níveis de micro-organismos patogênicos no ambiente; promover a eutrofização a depender da carga de nutrientes; prejudicar o desenvolvimento da biodiversidade por apresentar compostos mutagênicos, carcinogênicos e/ou de toxicidade aguda (METCALF; EDDY, 2016).

O tratamento do esgoto se dá através da aplicação de um conjunto de operações unitárias que podem compor tratamentos a nível preliminar, primário, secundário e terciário (METCALF; EDDY, 2016). Porém, muitos países ainda lutam com a deficiência na coleta do esgoto gerado e com o nível de tratamento aplicado que, quando presente, usualmente atinge no máximo o nível secundário (WWAP, 2017).

Para melhorar a situação do esgotamento sanitário, além de se fazer necessária a maior abrangência da coleta de efluente, que no Brasil ainda atinge apenas 54% das

residências domiciliares (BRASIL, 2020), em muitos casos é preciso adicionar uma etapa de tratamento a nível terciário para que os efluentes atendam às exigências mínimas de lançamento (CHERNICHARO, 2001). Apesar da inclusão do tratamento terciário a princípio ser onerosa, este custo deve ser visto como um investimento, uma vez que ao promover um efluente tratado de melhor qualidade há economia no que concerne saúde pública, proteção dos serviços ecossistêmicos, além de não depender da busca de águas de outras bacias hidrográficas ou ainda em ter que depender de tecnologias ainda mais avançadas, como a dessalinização, por exemplo (WWAP, 2017).

O tratamento terciário, além de promover as vantagens do lançamento de efluentes de melhor qualidade, ainda gera efluentes tratados com potencial de reuso. Em âmbito nacional, apesar de ainda não haver regulamentação padronizada, há normas que estabelecem limites recomendados para o reuso. A norma brasileira regulamentadora ABNT NBR 13969/1997, além de estabelecer diretrizes para unidades de tratamento complementar e disposição final de efluentes líquidos, prevê que o esgoto tratado pode ser reutilizado para fins que exigem qualidade de água não potável, mas sanitariamente segura (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA de NORMAS TÉCNICAS, 1997). Há ainda a norma brasileira ABNT NBR 15575-1/2013 que, tratando dos requisitos de edificações habitacionais e seus sistemas, estabelece parâmetros a serem atendidos para o reuso de uso restritivo não potável de águas tratadas oriundas dos sistemas hidrossanitários (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA de NORMAS TÉCNICAS, 2013).

Neste contexto, é nítido que a inclusão de um tratamento terciário para melhorar a qualidade do efluente e para reuso pode refletir em retorno econômico, social e ambiental. Além disso trata-se de uma alternativa para melhorar o planejamento em casos de escassez hídrica e o gerenciamento de recursos hídricos (WWAP, 2017).

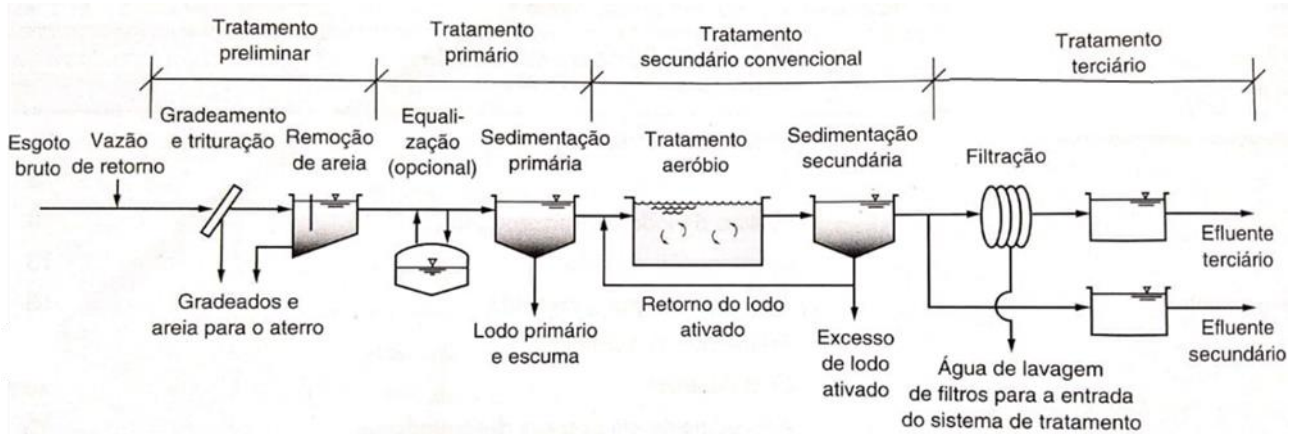
3.2. Tratamento de águas residuárias

A remoção dos constituintes indesejados do efluente se dá através do conjunto de operações unitárias que podem ser físicas, químicas e/ou biológicas. O tratamento dos efluentes líquidos pode ser composto pelo nível de tratamento preliminar para a remoção dos sólidos grosseiros; nível primário para remoção de sólidos em suspensão e DBO em suspensão; nível secundário para a remoção de DBO em suspensão remanescente e DBO solúvel ou particulada; e tratamento em nível terciário para a remoção de patógenos,

nutrientes, sólidos remanescentes e compostos não biodegradáveis (METCALF; EDDY, 2016).

Na Figura 1 está apresentado um desenho esquemático de uma estação de tratamento de efluente (ETE) composta pelos níveis de tratamento descritos.

Figura 1 – Desenho esquemático de estação de tratamento de efluente composta pelos níveis de tratamento preliminar, primário, secundário e terciário.



Fonte - (METCALF; EDDY, 2016).

3.2.1. Tratamento terciário

O efluente proveniente do tratamento secundário ainda pode ser composto por contaminantes residuais que não atendam aos parâmetros impostos pelas legislações ambientais vigentes e aplicáveis e, conseqüentemente, prejudicam os corpos hídricos e comprometem a possibilidade de reuso (CHERNICHARO, 2001). A presença de sólidos em suspensão (SS) e colóides remanescentes pode prejudicar a turbidez e ser responsável pela redução na disponibilidade de oxigênio dissolvido (OD) no efluente. Além disso, os SS podem comprometer a operação de desinfecção, quando aplicável, por agregarem os microrganismos e impedir o bom desempenho da desinfecção (METCALF; EDDY, 2016). Compostos orgânicos dissolvidos (COT, surfactantes, compostos farmacêuticos, compostos orgânicos recalcitrantes e voláteis), além de prejudicarem a disponibilidade de OD, podem apresentar toxicidade para os organismos aquáticos (METCALF; EDDY, 2016). Já os compostos inorgânicos dissolvidos (nitrato, amônia, fósforo, sólidos dissolvidos totais) são capazes de corroborar com o processo de eutrofização, aumentar a demanda de produtos para desinfecção e para coagulação, e apresentar toxicidade (METCALF; EDDY, 2016).

A toxicidade de um efluente é uma medida que indica a presença de constituintes prejudiciais para os ecossistemas ou para a saúde humana e animal, tais como amônia, sulfeto de hidrogênio, constituintes orgânicos agregados e constituintes metálicos (METCALF; EDDY, 2016). Este efeito tóxico pode ser resposta de interações entre os constituintes do efluente de modo: a) aditivo, em que são somados os efeitos tóxicos de ambos agentes; b) sinérgico, que corresponde a um efeito de maior proporção que a soma dos efeitos dos agentes; ou c) potencializador, na qual a combinação dos agentes resulta no maior efeito de um dos agentes (LUTTERBECK *et al.*, 2018). Neste contexto, a avaliação de efeitos citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos permite complementar o monitoramento da qualidade do efluente (PRASSE *et al.*, 2015). Os testes de citotoxicidade, por exemplo, fornecem uma indicação da toxicidade do efluente através da verificação de parâmetros de viabilidade das células selecionadas (PRASSE *et al.*, 2015).

Além da toxicidade, após o tratamento secundário podem prevalecer no efluente micro-organismos (bactérias, vírus, cistos e oocistos de protozoários) causadores de doenças (METCALF; EDDY, 2016). Estes micro-organismos encontrados nos esgotos são oriundos principalmente de excretas de seres humanos e animais (METCALF; EDDY, 2016). Para facilitar a investigação, organismos facilmente detectáveis e em grande volume costumam ser usados como indicadores, como é o caso dos coliformes totais e a bactéria *Escherichia coli* (METCALF; EDDY, 2016).

Em vista disso, o tratamento terciário consiste em uma etapa de tratamento avançado para melhorar a qualidade do efluente que, apesar de ter passado por tratamento físico e biológico, ainda não atinge condições mínimas para lançamento ou reuso do efluente (HENDRICKS, 2011). Apesar da inclusão do tratamento terciário ter aumentado gradativamente nos últimos anos, muitas regiões, principalmente em países em desenvolvimento e subdesenvolvidos, ainda dispõem apenas do tratamento biológico por sua baixa complexidade ou sequer tratam o efluente antes de lançar aos corpos d'água (METCALF e EDDY, 2016; WWAP, 2017).

O tratamento terciário pode consistir em tratamentos avançados como adsorção, filtração por membrana, troca iônica, desinfecção e tratamento quimicamente assistido (HENDRICKS, 2011; METCALF e EDDY, 2016). A adsorção é um tratamento que consiste na remoção por meio da transferência de massa dos constituintes (adsorvato) da fase líquida (efluente) para a fase sólida (adsorvente) (METCALF; EDDY, 2016). É comumente utilizada para remoção de compostos orgânicos, inorgânicos e precursores de subprodutos

tóxicos do processo de desinfecção. Álvarez-Torrellas *et al.* (2017) utilizou diferentes materiais de carbono para adsorção em efluente hospitalar e identificou, em todos os materiais testados, remoção acima de 60% de COT, nitrogênio total, carbonatos e aromaticidade. Com o uso dos carvões ativados sintetizados em laboratório, atingiu remoções ainda maiores, acima de 95% para TOC e carbonatos (ÁLVAREZ-TORRELLAS *et al.*, 2017). Em alguns casos, o adsorvente pode ser regenerado e reativado, apesar de perder a capacidade de adsorção em até 10% durante este processo (METCALF; EDDY, 2016). Porém, quando a regeneração não é viável, o custo do processo aumenta potencialmente por demandar a substituição do produto, além do custo e logística da disposição do material que pode ser perigoso. Além disso, outras limitações deste tratamento é a área necessária para instalação e técnicos especializados para monitoramento e controle do tratamento (METCALF; EDDY, 2016).

A filtração por membrana pode remover sólidos em suspensão remanescentes, coloides, moléculas orgânicas, micro-organismos e íons dissolvidos através da retenção por barreira seletiva (METCALF; EDDY, 2016). Este tratamento é caracterizado de acordo com o material e configuração da membrana, capacidade de separação dos constituintes e pela força motriz utilizada (METCALF; EDDY, 2016). Filtração por membrana pode atuar por meio de pressurização (microfiltração, nanofiltração, ultrafiltração, osmose reversa), de força eletromotriz (eletrodialise) e por processo térmico (destilação por membrana) e dispõe de vantagens por demandar menor área de instalação, não produzir produtos químicos e ser capaz de remover diferentes tipos de constituintes do efluente (REZAKAZEMI; KHAJEH; MESBAH, 2018). Porém, para garantir o bom desempenho da operação da membrana e evitar a incrustação, a frequente manutenção, controle do processo e limpeza com métodos adequados para remover a incrustação (quando reversível) se faz necessário e encarece potencialmente o tratamento (REZAKAZEMI; KHAJEH; MESBAH, 2018).

A troca iônica é um processo que visa a remoção de espécies iônicas dissolvidas presentes no efluente através da substituição de espécies semelhantes presentes em fase sólida insolúvel (METCALF; EDDY, 2016). Em águas para abastecimento, a troca iônica pode ser desejada para abrandamento, trocando íons de cálcio e magnésio para reduzir a dureza da água e, em efluentes domésticos, para a remoção de amônia (HENDRICKS, 2011). No entanto, o uso desta tecnologia é predominante em remoção específica de íons em materiais perigosos e para desmineralização de efluentes industriais (HENDRICKS, 2011). A troca iônica não apresenta tanta aplicabilidade para efluente doméstico pois, além da

complexidade na operação, exige alto nível de pré-tratamento para bom desempenho, uma vez que elevada concentração de SST e de sólidos dissolvidos totais (SDT) e presença de compostos orgânicos remanescentes podem prejudicar a operação (METCALF; EDDY, 2016).

A desinfecção por adição de cloro, ozônio ou radiação ultravioleta são tecnologias que podem ser aplicadas em estações de tratamento de esgoto para reduzir a carga microbiana do efluente, uma vez que são capazes de danificar a parede celular de bactérias, causar rupturas da membrana e até causar a lise celular (HENDRICKS, 2011). A pesquisa de Sousa *et al.* (2017) avaliou a capacidade da ozonização e da radiação ultravioleta 254 nm em amostras de efluente que passaram por tratamento secundário e verificou que ambos os processos foram capazes de reduzir as populações microbianas cultiváveis a percentagens de remoção acima de 96%. No entanto, após três dias de armazenamento das amostras tratadas, foi notado o recrescimento das células sobreviventes, de modo que a densidade de heterótrofos totais, enterobactérias e fungos era semelhante ou acima dos níveis de pré-tratamento (SOUSA *et al.*, 2017). Apesar da eficiência na remoção de micro-organismos, se o efluente a ser tratado é composto por SST remanescente, estes podem proteger as bactérias e prejudicar o desempenho das tecnologias, demandando um pré-tratamento e elevando o custo (METCALF; EDDY, 2016).

O tratamento quimicamente assistido (TQA) consiste na adição de produtos coagulantes através da operação unitária de coagulação, que pode ser seguida de floculação, sedimentação (ou flotação) e filtração granular rápida (FEO *et al.*, 2008; BRATBY, 2016). Este tratamento pode ser aplicado no tratamento primário de ETEs (FEO; GISI; GALASSO, 2008; STRUK-SOKOŁOWSKA *et al.*, 2020), onde costuma atingir remoções de 60-90% de SS, 50-80% DBO, 65-95% de fósforo e 80-90% das bactérias (METCALF; EDDY, 2016; POON; CHU, 1999). No entanto, esta técnica também é conhecida pela produção de lodo adicional como um dos subprodutos aumentando o preço da operação, além de poder ocasionar queda no valor do pH a depender do produto químico utilizado e remover nutrientes prejudicando a eficiência do tratamento biológico subsequente (FEO; GISI; GALASSO, 2008; METCALF; EDDY, 2016). Portanto, uma alternativa é a aplicação do TQA no tratamento terciário (BRATBY, 2016). Em estações de tratamento de esgoto já existente, a adaptação desta tecnologia pode ser simples, uma vez que não requer mudanças e expansões significativas para operar (STRUK-SOKOŁOWSKA *et al.*, 2020). Além disso,

o TQA também pode ser caracterizado por baixo consumo de energia, alta capacidade de tratamento e operação e manutenção simplificada (GUVEN *et al.*, 2019).

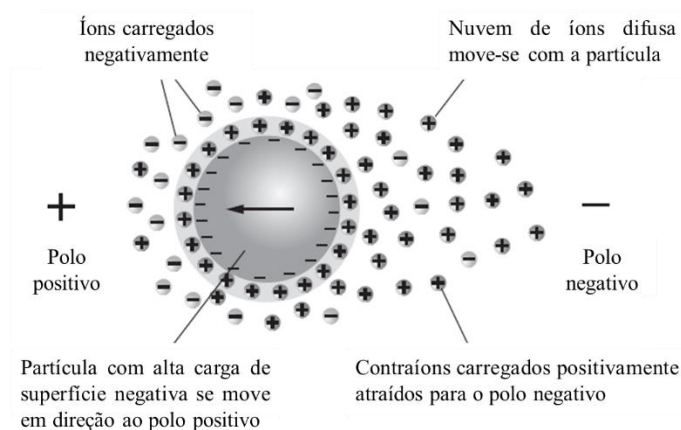
Considerando que o tratamento terciário consiste em um tratamento avançado em que o efluente é composto por sólidos de menores dimensões, a operação unitária de filtração pode ser fundamental durante o TQA. A seguir, nos itens 3.2.2, 3.2.3, 3.2.4 e 3.2.5., serão descritas as operações unitárias usualmente utilizadas no tratamento quimicamente assistido (coagulação, floculação, sedimentação e filtração granular rápida).

3.2.2. Coagulação

A coagulação consiste na adição de coagulantes com o objetivo de permitir a desestabilização de coloides e demais sólidos em suspensão, promovendo condições para posterior agregação de partículas para formação de flocos, microflocos e remoção dos mesmos via operação unitária de separação sólido-líquido (CRITTENDEN *et al.*, 2012). Deste modo, a coagulação é uma operação unitária usualmente precedente de outras, como flotação, sedimentação e/ou filtração granular rápida.

Os coloides, que usualmente são carregados negativamente, detêm uma camada fixa de cátions (Camada de Helmholtz ou Stern) e uma camada difusa na qual a carga negativa líquida presente repele os ânions e atrai cátions se estendendo até atingir a eletroneutralidade (CRITTENDEN *et al.*, 2012). Para estimar a carga da superfície dos coloides, a solução pode ser colocada em um campo elétrico entre dois eletrodos onde partículas coloidais negativas se moverão em direção ao eletrodo positivo conforme apresentado na Figura 2.

Figura 2 - Representação da migração da partícula e da nuvem de íons quando sujeitos a uma um campo elétrico.



Fonte – Adaptado de (CRITTENDEN *et al.*, 2012).

Este movimento migratório das partículas em um campo elétrico é denominado eletroforese e ocorre em uma determinada velocidade (HENDRICKS, 2011). A relação entre a velocidade de movimento das partículas e a voltagem aplicada no campo elétrico é denominado mobilidade eletroforética (ME) e pode ser calculada de acordo com a Equação 1 (HENDRICKS, 2011).

$$ME = \frac{v}{\left(\frac{\delta V}{\delta x}\right)} \quad (1)$$

ME – mobilidade eletroforética ($\mu\text{m/s/V/cm}$);

v – velocidade da partícula no campo elétrico (cm/s);

δV – Voltagem aplicada no campo elétrico (V);

δx – distância entre os eletrodos (m).

O potencial elétrico entre a camada interna e a camada difusa é chamado potencial zeta. O potencial zeta representa a carga da partícula responsável pelo movimento dos coloides no campo elétrico e indica a estabilidade da mesma. Neste contexto, o potencial zeta é mensurado em função da ME, e uma equação de referência (Equação 2) utilizada é a de Helmholtz–Smoluchowski (HENDRICKS, 2011):

$$\zeta = \frac{4\pi\mu}{D} \cdot ME \quad (2)$$

ζ – potencial zeta (mV);

μ - viscosidade do meio (N s/m^2);

D – constante dielétrica (adimensional);

ME – mobilidade eletroforética ($\mu\text{m/s/V/cm}$);

As forças de repulsão eletrostáticas são predominantes entre os coloides do efluente natural. Assim, a adição de coagulantes, seguido da mistura rápida, é necessária para promover a desestabilização dos coloides de modo que as forças de atração de *Van der Waals* vençam as forças de repulsão eletrostáticas e permita a formação preliminar de microflocos (BRATBY, 2016).

A coagulação pode ocorrer através da atuação conjunta ou separada dos mecanismos de coagulação: compressão da dupla camada elétrica reduzindo a espessura da mesma o suficiente para que as partículas desestabilizem; adsorção às superfícies das partículas e

neutralização de cargas; varredura através da formação de precipitados insolúveis que captam e arrastam as partículas; adsorção e formação de pontes que permite a ligação de polímeros aos sítios de adsorção das partículas (CRITTENDEN *et al.*, 2012).

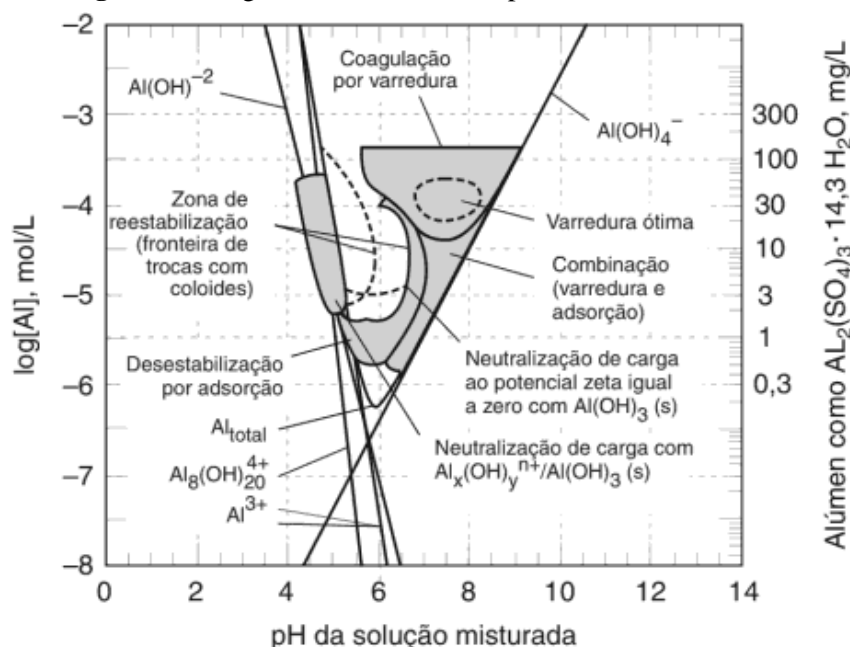
3.2.2.1. Uso de coagulantes em efluentes domésticos

Em TQA de efluentes domésticos, a adequada seleção e a respectiva dosagem do coagulante são importantes de serem feitas buscando o melhor desempenho da operação e custo-benefício (GUVEN *et al.*, 2019). As opções de produtos coagulantes incluem os sais metálicos a base de alumínio ou de ferro com possível adição de polímeros, os compostos orgânicos de longa cadeia molecular (polieletrólitos) e os coagulantes de base natural (METCALF; EDDY, 2016; STRUK-SOKOŁOWSKA *et al.*, 2020). Dentre estes, o sulfato de alumínio (SA) e o cloreto férrico ganham destaque, sendo estes os mais utilizados no TQA de efluentes (GUVEN *et al.*, 2019). A reconhecida eficiência do SA faz com que este coagulante seja frequentemente usado como padrão de comparação em estudos de novos coagulantes naturais (KANE *et al.*, 2016; SARITHA; KARNENA; DWARAPUREDDI, 2019; UGWU *et al.*, 2017).

O SA, ao ser adicionado e misturado ao efluente líquido, se dissocia formando íons trivalentes (Al^{3+}) que se hidratam e formam complexos aquosos que reagem e produzem uma variedade de espécies solúveis mononucleares e polinucleares (CRITTENDEN *et al.*, 2012). Em menores dosagens, a coagulação pode ocorrer via adsorção e a neutralização de cargas por meio da adsorção das partículas do esgoto às espécies hidrolisadas de metais mononucleares e polinucleares. Na medida que a dosagem adicionada ultrapassa a concentração necessária para adsorção e neutralização de cargas, são formados os hidróxidos de alumínio e a coagulação passa a atuar via varredura (METCALF; EDDY, 2016). Amirtharajah e Mills (1982) desenvolveram o diagrama de solubilidade apresentado de forma adaptada por Metcalf e Eddy (2016) na Figura 3 em função da variação do valor de pH e da dosagem aplicada de SA para o tratamento de água. No entanto, este diagrama pode ser usado também como um indicativo de dosagens e valor de pH para o tratamento de esgoto. Para efluente doméstico bruto com valores de pH um pouco mais altos, entre 7 e 8, o uso de dosagens menores que 10 mg/L de SA podem não apresentar bom desempenho (AMIRTHARAJAH; MILLS, 1982; METCALF; EDDY, 2016). Enquanto que para esta faixa de pH (7 – 8), dosagens mais elevadas de SA podem apresentar melhores resultados na remoção de partículas por varredura (AMIRTHARAJAH; MILLS, 1982; METCALF;

EDDY, 2016). Os intervalos de dosagem e pH utilizados no tratamento de efluente faz com que, geralmente, o mecanismo de varredura seja o predominante com o uso de SA (CRITTENDEN *et al.*, 2012). Vale ressaltar que, como o diagrama de solubilidade foi criado para o tratamento de água e características de efluentes variam de acordo com a localidade e complexidade da ETE, é importante realizar testes de bancada para escolha adequada das dosagens (METCALF; EDDY, 2016).

Figura 3 - Diagrama de solubilidade para o sulfato de alumínio.



Fonte - (METCALF; EDDY, 2016)

Um exemplo de aplicação do SA como coagulante no tratamento terciário é para otimização de tratamentos avançados de purificação subsequentes (JIANG, 2015; RAGIO *et al.*, 2020). Ragio *et al.* (2020) avaliou a adição de SA em efluente doméstico após filtrado com saco de nylon (400 μ m) proveniente de reator UASB para melhorar o desempenho da filtração por membrana. Após coagulação, floculação e sedimentação por 30 minutos nas diferentes dosagens de SA (50, 150 e 950 mg/L), as dosagens mais altas foram capazes de reduzir a taxa de incrustação de 86% (reator UASB) para 53% (SA - 150 mg/L) e 38% (SA - 950 mg/L). Além disso, a maior dosagem de SA (950 mg/L) foi capaz de atingir elevados níveis de remoção de fósforo (98%), proteína (77%), carboidrato (75%), carbono orgânico total dissolvido (48%), cor (86%) e turbidez (69%) antes da filtração por membrana (RAGIO

et al., 2020). Apesar da efetividade no tratamento terciário de efluentes líquidos, a reação do SA com o efluente, assim como muitos dos coagulantes à base de alumínio e ferro, é responsável por desvantagens como a redução no pH após tratamento, necessidade de ajuste no pH para melhor desempenho, formação volumosa de lodo não biodegradável, custo elevado para logística e disposição final de lodo e do risco associado ao manuseio (HOWE et al., 2012; BRATBY, 2016).

O atual cenário com disponibilidade de água doce prejudicada e exigências regulatórias aplicáveis a serem atendidas impulsionam o mercado de coagulantes para prover efluentes de melhor qualidade (MARKETS; MARKETS, 2017). Neste contexto, a projeção global prevista para este mercado é de aumento da taxa de crescimento anual composta de quase 6% entre 2017 e 2022, atingindo US\$ 6,01 bilhões em 2022 (MARKETS; MARKETS, 2017). Considerando as desvantagens conhecidas dos principais coagulantes inorgânicos sintéticos, este crescimento previsto deve servir de incentivo para o estudo novas alternativas eficazes e mais sustentáveis como, por exemplo, coagulantes naturais.

As principais vantagens dos coagulantes naturais incluem: ser um material renovável; formar lodo biodegradável e em menor quantidade de forma a reduzir potencialmente as despesas associadas ao descarte; clarificar o efluente sem produzir subprodutos tóxicos; e baixa interferência do pH do efluente no desempenho do coagulante (SALEEM; BACHMANN, 2019).

De forma geral, os componentes ativos de coagulantes naturais podem ser compostos polissacarídeos ou proteínas (LUN; WAHAB, 2020). Já de acordo com a química, os coagulantes naturais podem ser classificados como: catiônicos (*Moringa oleifera*, *Brassica* spp., *Vigna unguiculata*); aniônicos (*Opuntia mucilage*, *Phaseolus vulgaris*); não-iônicos (goma, amido); poliônico (tanino) (SALEEM; BACHMANN, 2019). De acordo com o levantamento de Saleem e Bachmann (2019), a maioria dos coagulantes naturais estudados são usualmente extraídos de sementes e folha e pertencem à família *Fabaceae*. Porém, a ação coagulante da *Moringa oleifera* é uma das mais investigadas pela literatura em efluentes de diferentes origens.

3.2.3. Floculação

A floculação é uma operação unitária subsequente a coagulação que consiste em prover condições que favoreçam o contato e agregação das partículas desestabilizadas em

flocos de maiores dimensões para posterior separação sólido – líquido (METCALF; EDDY, 2016). Para tanto, é necessária uma mistura mais lenta, durante aproximadamente 15 ~ 40 minutos para a formação dos flocos (HOWE *et al.*, 2012). Porém, a intensidade e a duração da floculação vão depender tanto das condições iniciais do efluente quanto das condições finais desejadas para a operação subsequente de separação (HOWE *et al.*, 2012).

Os mecanismos responsáveis pela floculação englobam a floculação pericinética, floculação ortocinética e a floculação por sedimentação diferencial (CRITTENDEN *et al.*, 2012). A floculação pericinética, que atua em microescala, permite a agregação das partículas através de colisões promovidas pelo movimento browniano. Para atuação em macroescala, a floculação ortocinética depende de um gradiente de velocidade aplicado ao meio que induz a colisão das partículas. Já a floculação por sedimentação diferencial consiste na agregação das partículas que se chocam e se agregam durante a sedimentação (CRITTENDEN *et al.*, 2012).

Quanto maior o gradiente de velocidade maior a probabilidade de contato entre as partículas, porém, a dimensão final da partícula pode ser reduzida pela constante quebra dos flocos maiores. Em contrapartida, gradientes de velocidades menores demandam mais tempo para atingir o tamanho de floco desejado, mas fornecem flocos maiores (BRATBY, 2016). A taxa geral de colisão de partículas é reflexo das taxas de floculação pericinética, taxa de floculação ortocinética e da taxa de sedimentação diferencial entre partículas *i* e *j* (CRITTENDEN *et al.*, 2012). Já a taxa de floculação de partículas r_{ij} é função tanto da concentração de partículas no meio, quanto da frequência de colisão (β_{ij}) entre elas e é mensurada através da Equação 3 (CRITTENDEN *et al.*, 2012).

$$r_{ij} = \alpha \beta_{ij} n_i n_j \quad (3)$$

r_{ij} - taxa de floculação entre as partículas *i* e *j*;

α - fator de eficiência de colisão (ligações por colisão): $0 \leq \alpha \leq 1$, depende da eficácia da desestabilização;

β_{ij} - função da frequência de colisão para as partículas de tamanho *i* e *j*;

n_i - concentração de partículas *i*;

n_j - concentração de partículas *j*.

A dificuldade de se floccular águas com baixa turbidez se deve, portanto, à menor concentração das partículas (n_i e n_j), que reduz a taxa de flocculação, conforme apresentado na Equação 3.

A função da frequência de colisão das partículas (β_{ij}) é descrita pela Equação 4 e depende do tamanho da partícula, dos mecanismos de flocculação e da eficiência de colisão entre as partículas (CRITTENDEN *et al.*, 2012).

$$\beta_{ij} = \beta_{\mu} + \beta_M + \beta_{SD} \quad (4)$$

β_{ij} – frequência de colisão geral entre partículas i e j ;

β_M – frequência de colisão ortocinética (macroescala);

β_{μ} – frequência de colisão pericinéctica (microescala);

β_{SD} – frequência de colisão por sedimentação diferencial.

3.2.4. Sedimentação

A sedimentação é uma operação unitária que promove a clarificação do meio através da separação sólido-líquido por meio do movimento descendente das partículas em suspensão de maior massa específica (CRITTENDEN *et al.*, 2012).

Esta operação pode ser classificada em sedimentação discreta (tipo I), sedimentação flocculenta (tipo II), sedimentação em zona (tipo III) e sedimentação por compressão (tipo IV). A velocidade de sedimentação das partículas na sedimentação tipo I é constante e sedimenta de acordo com a Lei de Stokes quando em regime laminar. Durante a sedimentação flocculenta (tipo II) o tamanho dos flocos aumenta gradativamente com o movimento descendente por colidir com outras partículas e, conseqüentemente, a velocidade ascensão vai aumentando. A partir do tipo III de sedimentação, é possível identificar a interface sólido – líquido formada e as partículas sedimentam em massa capturando outras partículas em suspensão durante a sedimentação. Por fim, o tipo IV atua quando as partículas já estão aglomeradas como lodo e o peso das partículas resultam na expulsão das moléculas de água do lodo formado por compressão (HENDRICKS, 2011).

3.2.5. Filtração Granular Rápida

A filtração granular rápida para o tratamento de águas de abastecimento e residuárias pode ser definida como operação de separação das fases sólido – líquido através da passagem

das partículas sólidas em suspensão por um meio filtrante que normalmente é composto por areia e/ou antracito (HOWE *et al.*, 2012).

Na filtração granular rápida, a prévia coagulação é imprescindível para desestabilizar os coloides em suspensão de carga negativa, uma vez que o meio filtrante normalmente também detém carga negativa (HOWE *et al.*, 2012). O meio filtrante é capaz de reter os sólidos tanto através de barreira física para partículas de maiores dimensões, como por meio da adsorção de partículas de menores dimensões previamente desestabilizadas (HENDRICKS, 2011).

Li *et al.* (2012) avaliaram a filtração rápida direta contendo um leito de areia de quartzo de 150 cm suportado por 5 cm de cascalho de 2-4 mm de diâmetro no topo de 5 cm de gravilha de 4-8 mm de diâmetro. A tecnologia foi aplicada com coagulação (policloreto de alumínio – PAC – na dosagem aproximada de 10 mg/L) como tratamento terciário na estação de tratamento de efluente municipal (100.000 m³/dia) após tratamento secundário por lodo ativado. Neste estudo, o efeito da adição de coagulante não interferiu significativamente na eficiência de remoção de SS e de coliformes totais. Os autores associaram esta baixa interferência à baixa dosagem aplicada e ao tipo de coagulante (LI *et al.*, 2012). Os autores identificaram que a taxa de remoção de SS variou de 50 – 88% de acordo com a taxa de carregamento. Li *et al.* (2012) detectaram que maiores taxas de carregamento acarretaram em menores taxas de remoção de SS, pois diminuía o tempo de contato entre as partículas e a camada filtrante no filtro, além de arrastar algumas partículas já retidas. Consequentemente, a menor taxa de carregamento também removeu mais coliformes totais, reduzindo 0,6 e 1,5 unidades logarítmicas conforme a taxa de carregamento diminuiu de 10 para 5 m/h. Os autores também identificaram maior retenção de partículas com menores grãos (LI *et al.*, 2012). Ao não atingir eficiência tão alta na remoção de coliformes totais, Li *et al.* (2012) avaliaram a possibilidade de incluir um tratamento de desinfecção por radiação ultravioleta. Porém, considerando o custo desta tecnologia e a presença de SS remanescentes que poderiam proteger os microrganismos da ação da radiação ultravioleta, Li *et al.* (2012) recomenda melhorar o desempenho da filtração rápida direta com floculação. Para tanto, sugere adaptações que favoreçam a adsorção como otimizar a distribuição do tamanho dos grãos e/ou escolher um meio granular com potencial positivo, uma vez que a dosagem aplicada não é suficiente para desestabilizar as partículas (LI *et al.*, 2012).

Um parâmetro relevante para um bom desempenho do meio filtrante é o tamanho efetivo (d10), que corresponde ao diâmetro do grão do meio filtrante no qual 10% do material em peso é inferior a este valor. Outro parâmetro de importância se refere ao coeficiente de desuniformidade, que representa a razão entre d60 (60%) e d10 (10%) de modo que um elevado coeficiente de desuniformidade descreve um meio não uniforme em tamanho de grãos (CRITTENDEN *et al.*, 2012).

A operação de filtração granular rápida pode ser dividida em duas partes: o processo de filtração e o processo de retrolavagem do meio filtrante. Durante a fase da filtração, que dura de 1 a 4 dias, há o processo inicial de amadurecimento durante o qual a água filtrada atinge um pico de turbidez que é reduzido logo em seguida, uma vez que as partículas começam a se aderir ao meio filtrante aumentando a eficiência do mesmo. Durante o bom desempenho da filtração, ocorre a fase de filtração efetiva. Quando o meio filtrante atinge uma condição na qual a quantidade de partículas aderidas é muito alta e a turbidez final do tratamento começa a aumentar, a filtração atingiu a fase de transpasse (HOWE *et al.*, 2012).

A interrupção de uma carreira de filtração pode se dar tanto ao atingir o transpasse, quanto pelo aumento da perda de carga. Fatores estes que podem ocorrer simultaneamente ou separadamente. Em ambos casos, a retrolavagem do filtro para remoção das partículas aderidas em excesso é necessária (HOWE *et al.*, 2012).

3.3.Coagulante natural - *Moringa oleifera*

A *Moringa oleifera* é uma espécie de árvore da família *Moringaceae*, nativa da Índia, predominantemente cultivada nos trópicos, que ainda detém a vantagem de ser tolerante às secas (KANSAL e KUMARI, 2014; MUGHAL *et al.*, 1999; OLIVER-BEVER, 1982). A semente desta árvore, além de apresentar aplicações medicinais, nutricionais e industriais, é composta por propriedades e componentes que permitem que a semente também possa ser aplicada como um coagulante natural (GUPTA *et al.*, 2018; LIU *et al.*, 2018; NDABIGENGESERE; NARASIAH; TALBOT, 1995; SAGONA; CHIRWA; SAJIDU, 2020).

A extração dos componentes ativos coagulantes da semente de MO pode ser feita tanto por meio aquoso, com água destilada ou água de torneira, (JUNG *et al.*, 2018) quanto por meio salino com soluções de NaCl ou CaCl₂ (BAPTISTA *et al.*, 2015). Porém, após estes métodos de extração ainda pode prevalecer na solução da MO compostos orgânicos

que podem prejudicar a eficiência da coagulação e, em alguns casos, causar o recrescimento de bactérias no efluente (LUN; WAHAB, 2020; NONFODJI *et al.*, 2020). Portanto, o extrato pode ainda passar por um processo avançado de purificação para que a solução seja composta apenas dos componentes ativos de interesse para a coagulação (VILLASEÑOR-BASULTO *et al.*, 2018). Este processo avançado consiste, em geral, em um etapa de remoção do teor de óleo do extrato da MO seguido da purificação via técnicas de precipitação (DEZFOOLI *et al.*, 2016), troca iônica (TAIWO *et al.*, 2020), ultrafiltração (BAPTISTA *et al.*, 2015), liofilização (NDABIGENGESERE *et al.*, 1995), diálise e delipidação (OKUDA *et al.*, 2001). Entretanto, a aplicação da etapa avançada de purificação nem sempre é viável ou atraente por se tratar de técnicas complexas e custosas (KANSAL e KUMARI, 2014; VILLASEÑOR-BASULTO *et al.*, 2018).

Apesar do estudo de Okuda *et al.* (1999) aferir que solução de extração salina da semente de MO apresenta maior atividade coagulante que a extração aquosa, a extração aquosa além de ser um procedimento simplificado, é capaz de atingir resultados também satisfatórios para remoção de sólidos em suspensão (MUYIBI e EVISON, 1995; NDABIGENGESERE e NARASIAH, 1998a; VUNAIN *et al.*, 2019). A extração aquosa da semente de MO resulta em uma solução composta de lipídios, carboidratos, proteínas catiônicas, proteínas não catiônicas e outros componentes solúveis (NDABIGENGESERE *et al.*, 1995; NORDMARK *et al.*, 2016).

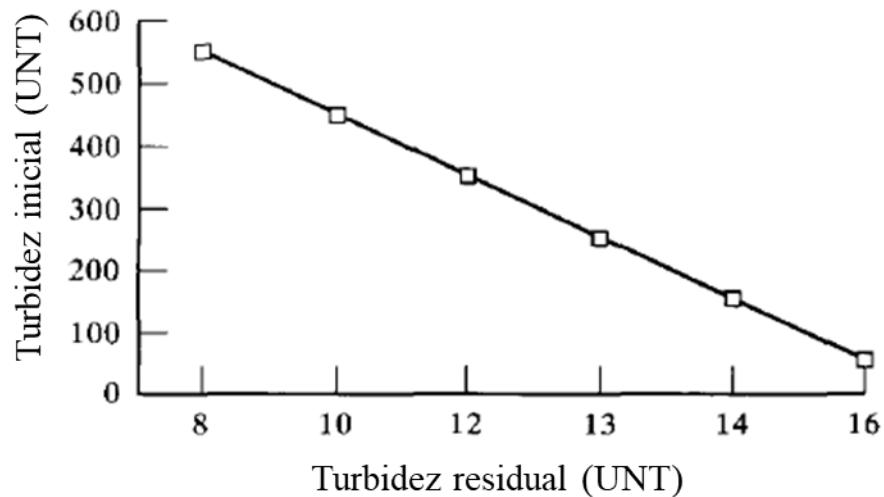
Os principais componentes ativos responsáveis pela coagulação dos coloides são as proteínas diméricas catiônicas de ponto isoelétrico entre 10 – 11 (GASSENSCHMIDT *et al.*, 1995; GHEBREMICHAEL *et al.*, 2005; NDABIGENGESERE *et al.*, 1995), apesar de Okuda *et al.* (2001) terem detectado um componente coagulante orgânico polieletrólito de peso molecular 3 kDa. Gassenschmidt *et al.* (1995) isolaram uma proteína purificada da semente de MO com ação coagulante de peso molecular de 6,5 kDa. Ghebremicheal *et al.* (2005) encontraram uma massa molecular semelhante (< 6,5 kDa) e identificaram que os componentes coagulantes da semente de MO consistem em uma mistura de proteínas com características físicas semelhantes. Em concordância com estes resultados, Dezfooli *et al.* (2016) também identificaram a principal proteína com peso molecular de 6 – 7 kDa. Outra proteína com ação coagulante foi identificada e apresentava peso molecular de 66 kDa, porém estava presente em baixa concentração na semente de MO e foi desconsiderada (DEZFOOLI *et al.*, 2016). Outras pesquisas isolaram proteínas com ação coagulante com peso molecular variando entre 26 kDa e 37 kDa (BAPTISTA *et al.*, 2017; NONFODJI *et al.*,

2020; SANTOS *et al.*, 2009; TAIWO; ADENIKE; ADERONKE, 2020). Esta variação do peso molecular reportado deriva tanto da interferência da distribuição ambiental e ecológica da *M. oleifera*, quanto da complexidade das proteínas com ação coagulante reportadas (GHEBREMICHAEL *et al.*, 2005; TAIWO; ADENIKE; ADERONKE, 2020).

Os componentes ativos extraídos da semente são capazes de promover a desestabilização dos coloides e realizar a coagulação pelos mecanismos de adsorção e neutralização de cargas e de adsorção e formação de pontes (HOA; HUE, 2018; NDABIGENGESERE; NARASIAH; TALBOT, 1995; NONFODJI *et al.*, 2020; SANTOS *et al.*, 2009). Porém, o baixo peso molecular das proteínas catiônicas minimiza o mecanismo de adsorção e formação de pontes, sendo a adsorção e neutralização de cargas o mecanismo dominante (MUYIBI e EVISON, 1995; NDABIGENGESERE *et al.*, 1995).

A semente de MO como coagulante possui boa eficiência para águas de abastecimento e residuárias com alta turbidez, uma vez que a alta turbidez está associada a maior disponibilidade de sólidos em suspensão desestabilizados para posterior floculação e sedimentação (KANSAL e KUMARI, 2014; MUYIBI e EVISON, 1995; VILLASEÑOR-BASULTO *et al.*, 2018). No entanto, para efluentes com turbidez inicial reduzida a eficiência na clarificação do efluente costuma ser baixa (DOREA, 2006; MUYIBI e EVISON, 1995; SENGUPTA *et al.*, 2012). Muyibi e Evison (1995) avaliaram a relação da turbidez residual após adição de dosagem ótima de MO aquosa através das operações de coagulação (gradiente de velocidade de 413 s^{-1} durante 2 minutos), floculação (gradiente de velocidade de 152 s^{-1} durante 20 minutos) e sedimentação por 2 horas (Figura 4). Os ensaios foram realizados em águas com turbidez simulada com caulim e os autores identificaram a dosagem ótima de 50 mg/L de MO para amostras turbidez inicial baixa a moderada de 50-150 UNT e dosagem ótima de 100 mg/L de MO para turbidez inicial moderada a alta entre 250 – 550 UNT (MUYIBI; EVISON, 1995).

Figura 4 – Relação entre turbidez residual após dosagem ótima em águas com diferentes valores de turbidez inicial.



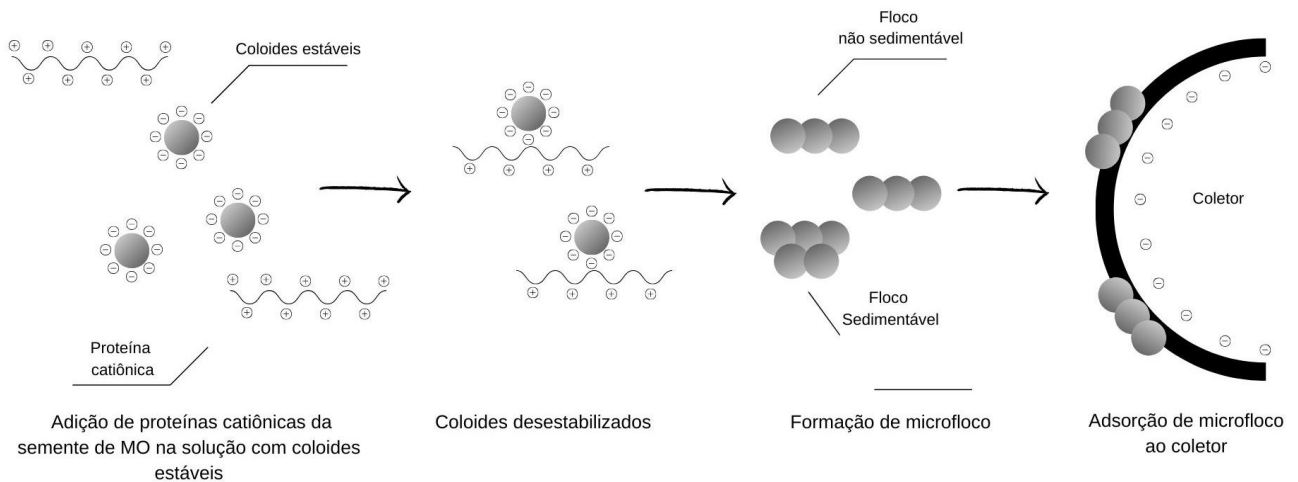
Fonte – Adaptado de (MUYIBI e EVISON, 1995).

O estudo de Muyibi e Evison (1995) revela que para a dosagem ótima de MO, águas com maior turbidez inicial estão associadas a maior eficiência de remoção, uma vez que a turbidez residual diminui com o aumento da turbidez inicial (Figura 4). Muyibi e Evison (1995) também justificam este efeito em consequência da quantidade maior de sólidos em suspensão para a adsorção e neutralização de cargas e adsorção e formação de pontes, que posteriormente irão flocular e sedimentar.

Deste modo, a menor eficiência de remoção em efluentes de baixa turbidez está associada à baixa disponibilidade de sólidos em suspensão em conjunto com o baixo peso molecular dos componentes da MO que resultam em microflocos leves demais para flocular e sedimentar (BRATBY, 2016; SENGUPTA *et al.*, 2012).

Neste contexto, uma alternativa seria adicionar a operação unitária de filtração granular rápida para a remoção destes microflocos. Na Figura 5 são apresentadas as etapas do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas para a desestabilização e formação de microflocos com posterior adsorção dos microflocos ao coletor do filtro.

Figura 5 - Processo de desestabilização de coloides através do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas com formação de microflocos durante floculação e adsorção no coletor durante filtração granular rápida.



Fonte – Elaborado pela autora.

Uma das principais vantagens associadas ao uso da MO como coagulante é a produção de lodo biodegradável com potencial de reuso na agricultura, o que reflete na economia referente à disposição final do lodo em aterro. Além disso a MO como coagulante apresenta remoção de sólidos em suspensão, potencial ação antimicrobiana, baixa toxicidade, não exige ajuste de pH e não altera o valor do pH (BRILHANTE *et al.*, 2017; LUN; WAHAB, 2020; RAFAEL *et al.*, 2011; YIN, 2010).

No entanto, é importante ressaltar que, por se tratar de uma espécie que pode ser cultivada em diferentes regiões geográficas e ter se desenvolvido com diferentes condições climáticas e de disponibilidade de nutrientes, as propriedades da semente podem variar bastante, bem como sua eficiência durante o tratamento (KANSAL e KUMARI, 2014). Isto reforça a importância em realizar testes preliminares de bancada ou em plantas pilotos para validação da atividade coagulante da semente de MO.

Dotto *et al.* (2019) avaliaram a eficiência na remoção de parâmetros físico-químicos de amostras de águas residuais têxteis de uma lavanderia industrial através da coagulação, floculação e diferentes tempo de sedimentação. Para tanto, os autores compararam os tempos de sedimentação nas condições ótimas de dosagem e valor de pH dos coagulantes: SA (1531 mg/L; pH=5), extração da semente de MO com NaCl (2461 mg/L; pH=2) e extração da semente de MO com KCl (2086 mg/L; pH=2). A extração salina com KCl da MO como coagulante apresentou, de modo geral, os melhores resultados com remoções de 82,2% para

a cor aparente, 83,05% para DQO, 78,4% para corante reativo RP-HE7B e 89,7% para o corante reativo OP-HER (DOTTO *et al.*, 2019).

O estudo de Ribeiro *et al.* (2019) constatou o potencial no uso do extrato aquoso da semente de MO como coagulante no tratamento de água de abastecimento com baixa turbidez simulada com caulim (25 UNT) via filtração direta em linha. Os autores identificaram que os padrões de potabilidade da Portaria de Consolidação 05/2017 para turbidez ($\leq 0,5$ UNT) e de cor aparente (≤ 15 uC) foram atingidos a partir de dosagens de 5 mg/L de MO na faixa de pH de 4,0 a 8,5 (BRASIL, 2017).

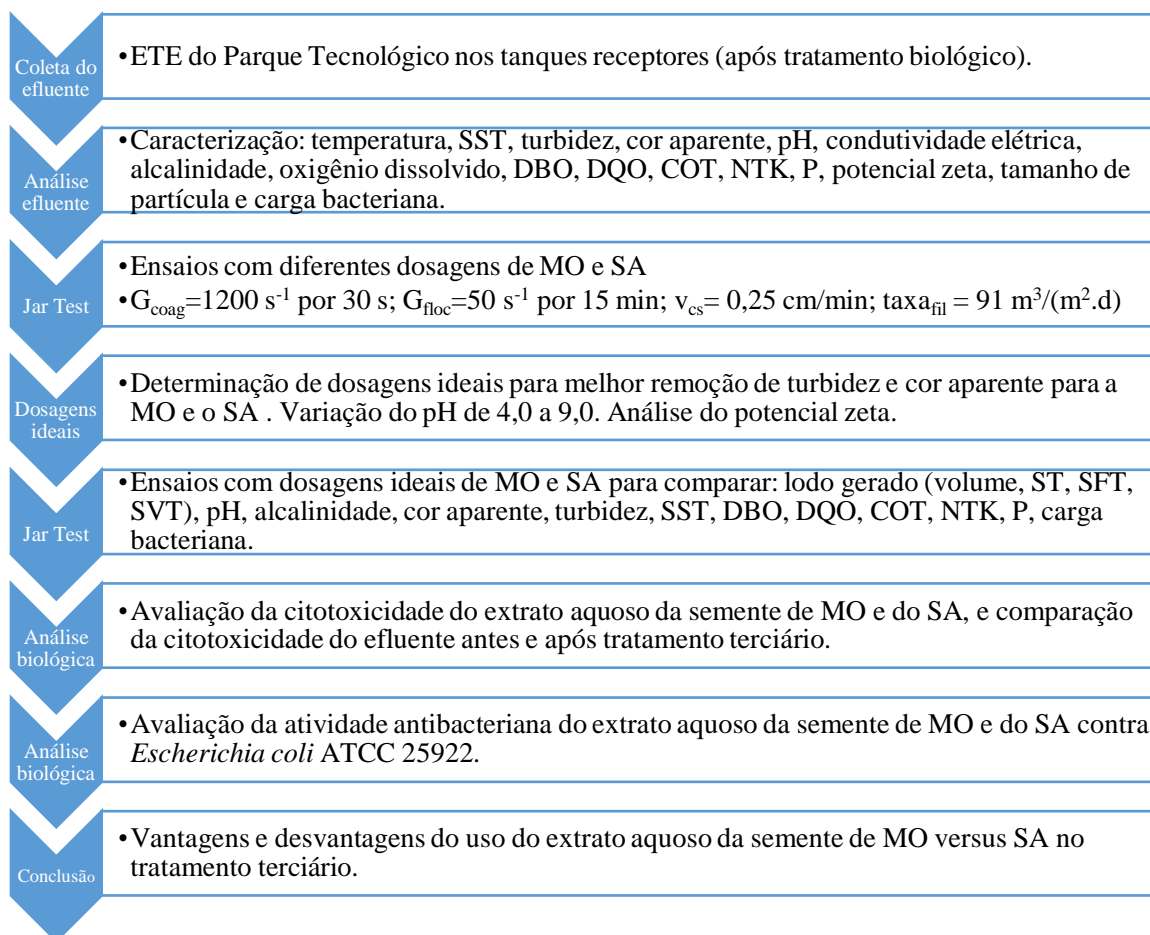
Na pesquisa de investigação do uso da MO como coagulante em águas residuárias, Petersen *et al.* (2016) observaram que o extrato aquoso de MO na dosagem 200 mg/L melhorou a qualidade da água no que diz respeito ao número de oocistos e turbidez. Para a análise, foi iniciada a agitação de 50 rotações por minuto (rpm) com a adição do coagulante, posterior floculação por 20 minutos e, em seguida, as amostras foram deixadas sedimentar por 15, 30, 45, 60 ou 90 min. Neste intervalo de sedimentação de 15 – 90 minutos foi notada a significativa ($p = 0,03$) redução da carga oocistos de *C. parvum* em 38%. O tratamento com a MO também resultou em uma remoção de 94,7% de turbidez após 90 minutos de sedimentação (PETERSEN *et al.*, 2016).

Para investigar a existência de estudos com o uso da semente de MO no tratamento terciário de efluente doméstico foi realizada, nas bases de dados *Scopus*, *Web of Science* e *Science Direct*, a busca dos conjuntos de palavras chave: “*Moringa oleifera*” e “*Coagulation*”; “*Moringa oleifera*” e “*Tertiary treatment*”; “*Moringa oleifera*” e “*Wastewater*”. Apesar da ampla gama de pesquisas com diferentes aplicações da semente de MO, não foram encontrados estudos na literatura sobre a aplicação da semente de MO como coagulante no tratamento terciário de efluente doméstico através da busca bibliográfica realizada no primeiro semestre de 2019.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Na Figura 6 é apresentada a sequência de etapas que foram seguidas para realização da pesquisa.

Figura 6 - Fluxograma das atividades metodológicas realizadas.



Fonte - Elaborada pela autora.

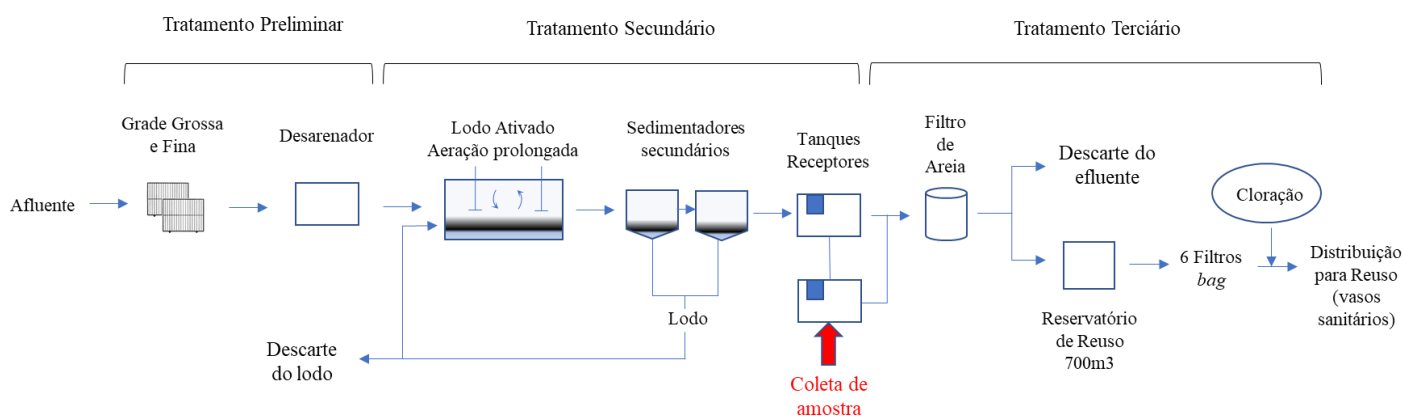
4.1. Efluente de estudo

O efluente secundário de estudo foi coletado na estação de tratamento de efluente do Parque Tecnológico de São José dos Campos/SP (23°09'25.9"S, 45°47'39.7"O). O Parque tecnológico de São José dos Campos é composto por mais de 300 empresas, incluindo centros empresariais, centros de desenvolvimento tecnológico, laboratórios multiusuários, incubadoras e institutos de pesquisa e ensino. Neste meio, está inserido o ICT/Unesp com o curso de Engenharia Ambiental. As principais atividades realizadas são pesquisa, desenvolvimento e inovação, sendo que a maioria das empresas são startups e microempresas (PARQUE TECNOLÓGICO, 201-?). Não é reportado nenhum efluente

industrial sendo gerado pelas empresas, sendo o efluente então caracterizado como exclusivamente sanitário. Como trata-se de um centro empresarial, a geração de efluente é mínima durante a noite e aos finais de semana.

Na Figura 7 é apresentado um desenho esquemático da ETE do Parque Tecnológico de São José dos Campos.

Figura 7 - Esquema representativo das etapas de tratamento da Estação de tratamento de efluente do Parque Tecnológico de São José dos Campos.



Fonte - Elaborada pela autora.

De acordo com o esquema apresentado na Figura 7, a ETE apresenta tratamento preliminar (gradeamento e desarenador), secundário (lodo ativado por aeração prolongada) e terciário (filtração granular rápida com filtro de areia e filtração por membrana com filtros *bag*). A ETE recebe uma vazão média de 1700 m³/mês e cerca de 50% desta vazão nominal é reusada nos vasos sanitários do próprio Parque Tecnológico, e a outra metade é descartada no corpo receptor.

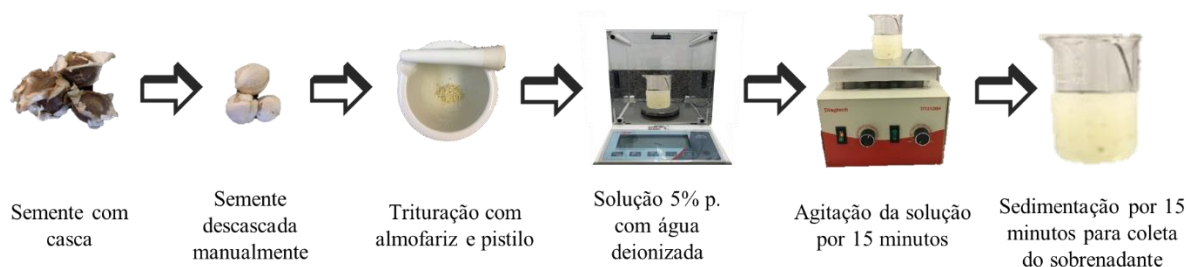
A amostragem foi realizada sempre no ponto de saída dos tanques subsequentes ao tratamento secundário (tanques receptores destacados pela seta vermelha, vide Figura 7) por meio de galões de 15 litros. Para cada ensaio realizado o efluente secundário era coletado e imediatamente analisado e tratado. Um total de 18 (dezoito) amostras foram coletadas e analisadas no período de fevereiro a novembro de 2019.

4.2. Preparação dos coagulantes

As sementes de MO, cultivadas na cidade de Araçatuba - SP (20°56'19.72"S, 50°40'6.17"O), foram obtidas através da empresa Arbocenter. A preparação da MO se deu

através da extração aquosa da semente por se tratar de um procedimento simplificado e com maior potencial de aplicabilidade (JUNG *et al.*, 2018). O procedimento da extração aquosa das proteínas existentes nas sementes de MO foi realizado com base na metodologia de Ndabigengesere e Narasiah (1998a). Para tanto, as sementes foram descascadas manualmente e trituradas por meio de almofariz e pistilo em quantidade suficiente para perfazer soluções, em água deionizada, de concentração 5,0% p. A solução foi agitada através de agitador magnético durante 15 minutos e, em seguida, deixada em repouso por 15 minutos para a sedimentação das partículas em suspensão, em temperatura ambiente. Após os 15 minutos de sedimentação, era formado uma nítida separação de fases sólido-líquido, sendo que o líquido sobrenadante era coletado para utilização como coagulante. Na Figura 8 são apresentadas as etapas do extrato aquoso da semente de MO.

Figura 8 - Esquema das etapas do extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera*.



Fonte – Elaborado pela autora.

As soluções foram utilizadas no mesmo dia do preparo com o intuito de evitar os efeitos negativos do armazenamento sobre a eficiência de coagulação, conforme reportado na literatura (KATAYON *et al.*, 2006).

O coagulante químico para comparação com a MO foi o sulfato de alumínio isento de ferro, no estado sólido com 98,09% de teor de $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, adquirido da empresa Labsynth, preparado na solução 2,0% p. e utilizado no mesmo dia.

4.3. Técnicas de caracterização físico-químicas

Com relação à caracterização dos parâmetros físico-químicos do efluente, o tamanho de partícula foi analisado no equipamento Cilas 1190 Particle Size Analyzer da Cilas enquanto o potencial zeta foi analisado pelo equipamento Delsa Nano C Particle Analyzer da Beckman Coulter. Os demais parâmetros foram avaliados de acordo com as metodologias e equipamentos apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Descrição das metodologias, equipamentos e normativas seguidas para parâmetros analisados para caracterização do efluente secundário

Parâmetro	Metodologia / Equipamento	Normativa
Valor de pH e temperatura	4500 - H+B / pHmetro Tecnofon mPA 210	
Turbidez	2130 - B / nefelômetro Policontrol AP2000	
Cor aparente	2120 - E / colorímetro Policontrol AquaColor	APHA, 2017
Condutividade elétrica	2510 - B / Condutivímetro Tecnofon mCA150	
Oxigênio dissolvido	4500 - O G / Oxímetro Digimed DM-4P	
P	4500-P A, B, C	
NTK	Método Kjeldahl da norma técnica L5.139 CETESB	CETESB, 1978
Alcalinidade	Método A / pHmetro Tecnofon mPA 210	NBR 13736:1996
Sólidos em Suspensão totais	Método G / Filtração à vácuo - filtro de fibra de vidro (1,2 µm)	
Sólidos totais	Método J / Banho maria, estufa e balança de precisão	NBR 10664:1989
Sólidos fixos totais	Método L / Mufla e balança de precisão	
Sólidos voláteis totais	Método M / Mufla e balança de precisão	
COT	Método titulométrico - Urbam 19-?	URBAM, 19--
DBO	Incubação	NBR 12614:1992
DQO	Refluxo Fechado	NBR 10357:1988

Fonte – Elaborado pela autora.

4.4. Ensaio *Jar test* com filtro de areia acoplado

As operações unitárias de coagulação, floculação, sedimentação (C/F/S) e filtração granular rápida (ciclo completo) foram selecionadas para serem aplicadas no tratamento terciário com MO com base nos resultados do trabalho de Palanca (2019). Palanca (2019) avaliou a eficiência de diferentes tratamentos (filtração direta, C/F/S e ciclo completo) para o tratamento terciário do mesmo efluente doméstico da presente pesquisa (originado do tratamento secundário da ETE do Parque Tecnológico) com o uso do extrato aquoso da semente de MO como coagulante. A filtração direta, que foi testada por Palanca (2019) com as dosagens de 30, 60, 90, 120 e 150 mg/L de MO, saturou o filtro acoplado de areia e foi descartada como opção. Considerando as condições iniciais de turbidez (41 UNT) e cor aparente (269 uC) do efluente de estudo da presente pesquisa, a técnica de filtração direta realmente não é recomendada por ter valores de cor e turbidez maiores que 20 uC e 15 UNT, respectivamente (CRITTENDEN *et al.*, 2012).

Deste modo, os ensaios de C/F/S e filtração granular rápida da presente pesquisa foram realizadas através do equipamento *jar test* da PoliControl modelo FlocControl III de 6 jarros com filtro de areia acoplado e tamanho efetivo da areia de 0,59 mm (Figura 9).

Figura 9 – *Jar test* utilizado nos ensaios da marca PoliControl modelo FlocControl III de 6 jarros com filtro de areia acoplado.



Fonte – Elaborado pela autora.

Com o intuito de promover condições favoráveis para o mecanismo de coagulação por adsorção e neutralização de cargas para a MO (PALANCA, 2019; RIBEIRO; VEGA ANDRADE; REIS, 2019) e para o mecanismo de varredura para o SA (HENDRICKS, 2011; VEGA ANDRADE; REIS, 2018) o gradiente de velocidade médio de coagulação (G_{coag}) utilizado foi de 1200 s^{-1} com tempo (t_{mr}) de 30 s; o gradiente de velocidade médio de floculação (G_{floc}) utilizado foi de 50 s^{-1} com tempo (t_{floc}) de 15 min; a velocidade crítica de sedimentação (v_{cs}) foi de 0,25 cm/min (28 min. de sedimentação) e a taxa de filtração foi de $91 \text{ m}^3/(\text{m}^2.\text{d})$, sendo que a amostra final foi coletada após 20 min de carreira de filtração para o amadurecimento do filtro. Estas condições foram aplicadas em todas as etapas deste estudo e o valor de pH inicial do efluente foi mantido durante as análises.

4.5. Dosagem e ensaios comparativos – extrato aquoso da semente de MO x SA

Foram realizados ensaios com várias dosagens de MO até que se obtivesse a maior remoção de cor aparente e turbidez. As dosagens de MO utilizadas foram de 150, 300, 450, 600 e 750 mg/L com a intenção de varrer uma faixa de dosagens que já foram anteriormente adotadas para o tratamento de esgoto doméstico (CHAUDHURI e KHAIRULDIN, 2009; LO MONACO *et al.*, 2013; NDABIGENGESERE e NARASIAH, 1998a; VUNAIN *et al.*, 2019; PALANCA, 2019). Nesta análise a resposta da variação do potencial zeta foi também avaliada.

As dosagens de SA testadas foram de 40, 80, 120, 160 e 200 mg/L baseadas na pesquisa de Vega Andrade e Reis (2018) com o mesmo efluente secundário de estudo.

Com as dosagens ótimas de MO e SA definidas, os ensaios comparativos foram realizados para avaliação do efeito na turbidez, cor aparente, SST, pH, alcalinidade, DBO, DQO, COT, P, NTK (total de nitrogênio amoniacal - $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ - e nitrogênio orgânico) e carga bacteriana, conforme metodologias apresentadas e sem interferências no pH inicial do efluente de estudo.

Para verificar se o valor do pH do efluente interferia significativamente no tratamento, amostras do efluente foram ajustadas previamente no valor de pH entre 4,0 e 9,0, utilizando HCl 1M ou NaOH 1M. Nesta análise a resposta da variação do potencial zeta foi também avaliada.

Para comparação do lodo formado, o efluente em estudo passou pela coagulação, floculação e foi deixado sedimentando no jarro do *jar test* até que o líquido estivesse totalmente clarificado (2 horas de sedimentação). Em seguida, o líquido sobrenadante foi removido e o lodo sedimentado foi utilizado para as respectivas análises.

Para análise do volume, o lodo sedimentado foi transferido para uma proveta graduada e o volume foi medido após repouso por 24 horas, seguindo a metodologia 2540F modificada (APHA, 2017). A análise qualitativa do teor químico dos elementos presentes no lodo foi realizada através do ensaio de espectroscopia de energia dispersiva (EDS) com o microscópio eletrônico de varredura (MEV) FEI, modelo Inspect S50. Para tanto, o lodo foi deixado secar por 24h no dessecador e, posteriormente, recoberto com uma película de ouro através do equipamento *sputter coater* da marca EMITECH, modelo SC7620. Análises de sólidos totais, sólidos voláteis totais e sólidos fixos totais também foram realizadas seguindo as metodologias apresentadas na Tabela 1.

4.6. Análises citotxicológica e microbiológica

4.6.1. Análise citotxicológica

A análise citotxicológica foi realizada com base na ISO 10993-5/2009 (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, 2009) e classificada de acordo com Sletten e Dahl (1999) conforme Tabela 2.

Tabela 2 – Classificação do nível de citotoxicidade com base em Sletten e Dahl (1999).

Viabilidade celular	Citotoxicidade
> 90%	nula
90 - 60%	baixa
59 - 30%	moderada
29 - 0%	severa

Para a realização do ensaio de citotoxicidade, células Vero foram cultivadas em meio DMEM (Eagle modificado por Dulbecco), suplementado com 10% de soro fetal bovino (FBS), inativado e 1% de penicilina: estreptomomicina. Esta linhagem celular (Vero) é derivada de células epiteliais do rim do macaco verde africano e seu uso pode ser identificado em pesquisas do setor farmacêutico e contra doenças infecciosas em humanos (AYDINA e KORKMA, 2019; SAKUMA *et al.*, 2018) e também para avaliação toxicológica em amostras de água (BIANCHI *et al.*, 2015) e de esgoto (MECHA *et al.*, 2017). Neste contexto, a célula Vero foi selecionada para avaliação da citotoxicidade do efluente após tratamento terciário uma vez que este deve apresentar qualidade para ser lançado a corpos receptores e para potencial reuso.

Suspensões celulares padronizadas na concentração de $3,6 \times 10^4$ células/mL (200 µL de células/poço) foram cultivadas em placas de 96 poços por 24 horas e, posteriormente, o meio de cultura foi removido e foram adicionados 30 µL de Solução Salina Equilibrada de Hanks (HBSS). As células foram inicialmente expostas a diferentes concentrações do extrato aquoso da semente de MO (30, 300, 450, 600 e 750 mg/L) e de SA (200 mg/L) em soluções aquosas. Em outro ensaio, as células foram também expostas ao efluente secundário e ao efluente terciário após tratamento com as dosagens ótimas de MO (600 mg/L) e de SA (200 mg/L). Foram mantidas a 37 °C em 5% de CO₂ por 24 horas. Após este período, a bioatividade foi determinada usando o método colorimétrico de MTT (brometo de [3-(4,5-dimetiltiazol-2-yl)-2,5-difenil tetrazolium]) à 570 nm. Células não expostas às soluções de MO ou SA foram usadas como controle negativo.

Os ensaios foram realizados em triplicata em dois experimentos independentes. A porcentagem de viabilidade celular foi obtida considerando-se o grupo não tratado como 100% de viabilidade.

4.6.2. Redução de carga bacteriana

A avaliação da capacidade de redução da carga bacteriana foi realizada pela identificação do número mais provável (NMP) de coliformes totais e de *Escherichia coli* a

cada 100 mL de amostra no efluente secundário e no efluente terciário após tratamentos com as dosagens ótimas de MO (600 mg/L) e de SA (200 mg/L). O ensaio foi realizado pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP de São José dos Campos através do método de substrato enzimático (Colilert) seguindo a metodologia 9223 A, B do *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater – SMWW* (APHA, 2017). Esta metodologia consiste na adição de substrato cromogênico e fluorogênico. A identificação de coliformes totais se dá através da alteração da coloração de incolor para amarela resultante da hidrólise do substrato cromogênico orto-nitrofenil- β -D galactopiranosídeo pela enzima β -D galactosidase. Já as cepas de *E. coli* produzem a enzima β -D glucuronidase que hidrolisa o substrato fluorogênico 4-metilumbeliferil- β -D – glucuronídeo e produz fluorescência azulada detectável sob luz ultravioleta de comprimento de onda longo (365-366 nm) (APHA, 2017).

Considerando que o efluente secundário, apesar de ter passado por uma série de tratamentos, poderia apresentar uma alta carga bacteriana, as amostras do efluente secundário foram preparadas com um fator de diluição em série de 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3} e 10^{-4} . Já as amostras do efluente terciário após o tratamento quimicamente assistido com MO (600 mg/L) e SA (200 mg/L) foram preparadas com um fator de diluição menor de 10^{-1} , 10^{-2} e 10^{-3} . O teste foi realizado em triplicata e os resultados foram avaliados após 24 -28 h de incubação a 35°C.

4.6.3. Análise de atividade antibacteriana do extrato aquoso da semente de MO

A cepa bacteriana utilizada para esta análise foi a *Escherichia coli* (ATCC 25922), sendo este microrganismo usualmente utilizado como indicador de eficiência de remoção de patógenos de efluentes (METCALF; EDDY, 2016).

A investigação da atividade antibacteriana foi realizada através de metodologia adaptada do teste de desinfecção com culturas puras de bactéria de Silveira, 2004. Para essa análise, a cepa foi repicada em ágar BHI (*Brain Heart infusion*) e incubada a 37°C por 24 horas, em aerobiose. Após esse período, suspensões padronizadas (10^7 células) em solução salina (NaCl 0,9%) foram preparadas. Em seguida, 10 μ L de solução padronizada foi mantido em contato com 990 μ L da extração aquosa de MO nas concentrações de 30, 300, 450, 600 e 750 mg/L e de SA na concentração de 200 mg/L e incubados por 45 minutos (tempo que dura o tratamento terciário em questão) a temperatura ambiente. Hipoclorito de sódio 10~12% (cloro) a 8 ppm foi usado como controle positivo, uma vez que se trata de um produto usualmente aplicado para desinfecção (METCALF; EDDY, 2016).

Após o contato com os extratos da semente de MO (450, 600 e 750 mg/L), SA e cloro, as amostras foram diluídas em solução fisiológica esterilizada nas concentrações de 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3} e 10^{-4} . As amostras de 30 e 300 mg/L do extrato aquoso de MO foram diluídas nas concentrações de 10^{-1} , 10^{-2} e 10^{-3} . Em seguida, alíquotas de 10 μ L foram plaqueadas em ágar BHI. As placas foram incubadas por 24 horas a 37°C, em aerobiose. A seguir, o número de colônias bacterianas foi contado e calculado valor de unidades formadoras de colônia por mililitro (UFC/mL). Seis experimentos independentes foram realizados em duplicata.

4.7. Análise estatística

O *software* OriginPro 8 – OriginLab foi utilizado para a elaboração dos gráficos dos parâmetros avaliados após o tratamento com MO e com SA e para a análise estatística. Para avaliar o nível de significância foram realizadas análises de variância (ANOVA) com o teste de *Tukey* para os parâmetros físico-químicos e com o teste de *Kruskal Wallis* para a atividade antibacteriana, ambos com nível de significância de 5%.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Caracterização do efluente de estudo

A média e o respectivo desvio padrão dos resultados das análises realizadas para a caracterização do efluente de estudo são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Média e desvio padrão dos parâmetros mensurados das 18 (dezoito) amostras coletadas para caracterização do efluente no período de fevereiro à novembro de 2019.

Efluente	Parâmetro	Média	Desvio Padrão
Após tratamento secundário	pH	7,6	±0,2
	Temperatura (°C)	24,2	±1,2
	Alcalinidade (mg/L)	222	±120
	Cor Aparente (uC)	269	±72
	Turbidez (UNT)	41	±22
	Condutividade Elétrica (mS/cm)	904	±208
	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	6,5	±1,2
	SST (mg/L)	41,2	±25,9
	NTK (mg/L)	127	±0,4
	P (mg/L)	15	±0,1
	<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	2,2x10 ⁵	±0,3x10 ⁵
	Coliformes totais (NMP/100 mL)	4,6x10 ⁵	±0,3x10 ⁵
	COT (mg/L)	48	-
	DBO (mg/L)	54	±14
	DQO (mg/L)	223	±38
	Bruto (entrada da ETE)	DBO (mg/L)	370
DQO (mg/L)		915	±119

Fonte – Elaborado pela autora.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 3, a ETE do Parque Tecnológico recebe um efluente bruto de alta carga, apresentando uma DBO e DQO com valores médios de 370 mg/L e 915 mg/L, respectivamente. De acordo com a classificação de Metcalf e Eddy (2016), o efluente pode ser considerado de alta carga quando apresenta uma DBO próxima de 400 mg/L e DQO de 1016 mg/L. Esta alta carga pode estar relacionada com a origem da

água residuária (centro empresarial) e do reuso de 50% nos vasos sanitários, que concentra ainda mais o efluente.

De acordo com os resultados de DBO do efluente bruto e do efluente secundário apresentados na Tabela 3, foi verificado que o tratamento biológico de lodo ativado por aeração prolongada da ETE de estudo foi capaz de promover uma remoção média de DBO de 85% e atende à legislação nacional (RESOLUÇÃO CONAMA n° 430/2011) e estadual (DECRETO n° 8468/1976). O tratamento biológico também promove uma remoção média de DQO de 76%.

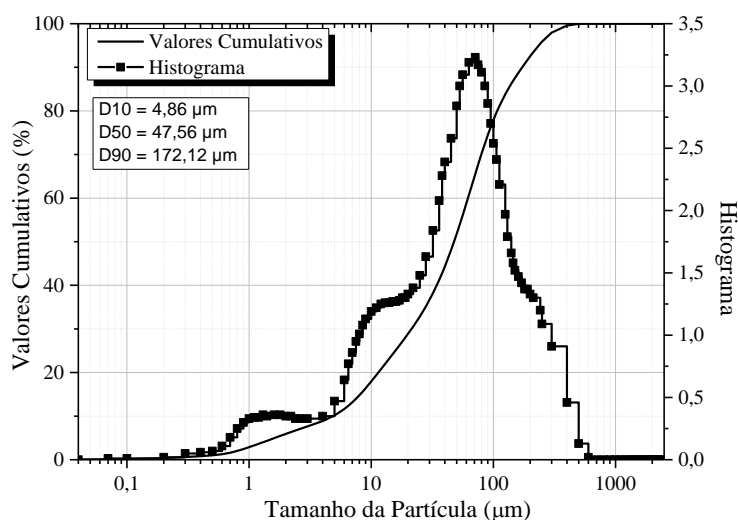
A relação DQO/DBO representa a biodegradabilidade do efluente e esta relação do efluente bruto do presente estudo é de 2,5 ($DQO/DBO = 915/370$), valor dentro do intervalo comumente encontrado para efluente bruto (1,3 – 3,3) (METCALF; EDDY, 2016). Esta relação baixa indica que o efluente é composto por elevada fração biodegradável e é recomendado receber tratamento biológico, conforme é realizado na ETE do Parque Tecnológico (METCALF; EDDY, 2016). Após passar por tratamento biológico, a relação DQO/DBO do efluente de estudo sobe para 4,1 ($DQO/DBO = 223/54$). Esta variação era esperada pois a fração biodegradável foi consumida e a fração inerte permanece. Neste caso, a realização de um tratamento físico-químico é recomendado para remoção dos constituintes não biodegradáveis remanescentes (METCALF; EDDY, 2016).

Os demais parâmetros apresentados na Tabela 3 estão dentro dos valores típicos encontrados após um tratamento secundário via lodo ativado por aeração prolongada (METCALF e EDDY, 2016), com exceção do teor de NTK e fósforo total. O NTK de 127 mg/L e o P de 15 mg/L encontrados no efluente secundário em estudo são maiores que o normalmente encontrados para um efluente doméstico bruto de alta carga, que são de 69 mg/L e 11 mg/L, respectivamente (METCALF; EDDY, 2016). Esta variação pode estar relacionada também com a origem do efluente, bem como com o reuso do efluente nos vasos sanitários. Como 50% do efluente fica em ciclo fechado e a ETE tem baixa capacidade de remoção de nutrientes, eles permanecem concentrados no efluente. No entanto, o tratamento secundário foi capaz de reduzir significativamente os níveis de matéria orgânica carbonácea biodegradável.

O ensaio de distribuição de tamanho de partícula permitiu analisar características da composição do efluente coletado após passar pelo tratamento biológico. Na Figura 10, é

apresentado o histograma elaborado através da frequência de diâmetro das partículas e a respectiva curva cumulativa (resultado médio da triplicata).

Figura 10 - Descrição dos dados de tamanho de partícula do efluente secundário através de histograma e valores cumulativos.



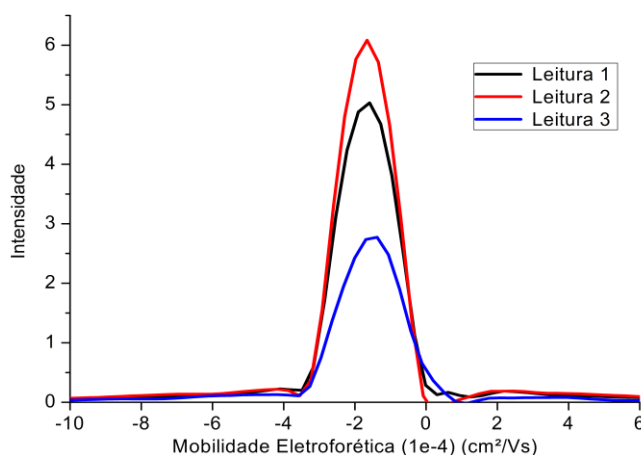
Fonte – Elaborado pela autora.

A partir dos resultados apresentados na Figura 10, é possível interpretar que as partículas presentes no efluente secundário são distribuídas em uma ampla faixa de tamanho (0,04 µm a 600 µm) e o d50 de 47,56 µm. O efluente em estudo, apesar de ter recebido tratamento físico e biológico, pode ainda apresentar uma parcela de matéria orgânica remanescente com dimensões coloidais ou supracoloidais, justificando a caracterização de d50 (GARCÍA-MESA *et al.*, 2010; LEVINE e TCHOBANOGLIOUS, 1991).

Para interpretação dos resultados, foi levada em consideração a categorização dos tamanhos das partículas como dissolvidas para partículas menores que 0,001 µm, partículas coloidais para valores entre 0,001 µm e 1 µm, partículas supracoloidais entre 1 µm e 100 µm e, se maiores que 100 µm, partículas sedimentáveis (LEVINE; TCHOBANOGLIOUS, 1991). Pelos resultados da análise da distribuição do tamanho de partículas foi possível verificar que 3% das partículas da amostra são menores que 1 µm e que 75% das partículas possuem dimensões entre 1 µm e 100 µm. Estes resultados indicam que porção significativa das partículas presentes no efluente secundário são classificadas como coloidais e supracoloidais. Ainda da série de dados, 22% das partículas são maiores que 100 µm indicando a presença de uma porção de partículas sedimentáveis.

Na Figura 11 é apresentada a relação da mobilidade eletroforética para análise do potencial zeta do efluente em estudo (análise em triplicata).

Figura 11 - Relação da análise em triplicada da mobilidade eletroforética do efluente em estudo.



Fonte – Elaborado pela autora.

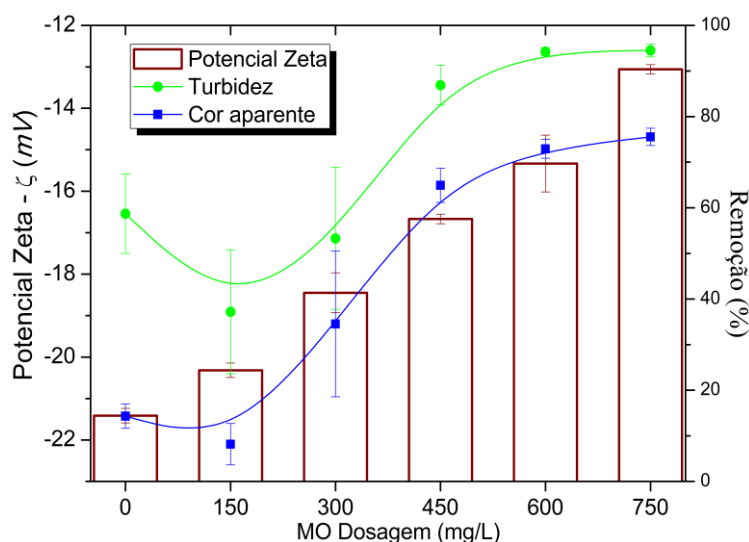
O efluente em estudo é composto por partículas com uma mobilidade eletroforética média de $(-1,628 \pm 0,07) \cdot 10^{-4} \text{ cm}^2/\text{Vs}$, o que leva a um potencial zeta médio de $-20,88 \pm 0,94 \text{ mV}$.

Os resultados de potencial zeta e tamanho de partícula do efluente de estudo indicam que ele é formado majoritariamente de partículas coloidais e supracoloidais que apresentam carga negativa na superfície. Sendo assim, a remoção destas partículas via sedimentação e filtração granular rápida dependem de uma prévia desestabilização destas partículas por intermédio de coagulantes.

5.2. Dosagens ideais de MO e SA

A aplicação das diferentes dosagens de MO após tratamento terciário resultou em remoções de cor aparente e turbidez e variações do potencial zeta que são apresentadas na Figura 12.

Figura 12 - Relação de remoção de cor aparente / turbidez e variação do potencial zeta de acordo com o aumento da dosagem do extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera*.



Fonte – Elaborado pela autora.

Os resultados apresentados na Figura 12 evidenciam que as remoções de cor aparente e turbidez, apesar de não apresentarem a mesma eficiência, seguem uma tendência muito semelhante de resposta com o aumento da dosagem de MO. Avaliando a relação do aumento da dosagem versus o potencial zeta do efluente em estudo tratado com as respectivas dosagens de MO, é nítido que o aumento da dosagem proporciona o aumento do potencial zeta concomitantemente com o aumento da eficiência do tratamento. Este efeito se dá pela maior adição de proteínas catiônicas oriundas da extração das sementes de MO no efluente de estudo com potencial zeta negativo que tende a neutralizar o meio e favorecer a eficiência da coagulação (BRATBY, 2016). O aumento do potencial zeta com tendência a neutralização, além de permitir que as partículas floculem, podendo então sedimentar mais rapidamente, facilita a retenção das partículas no filtro granular rápido via forças de atração de *Van der Waals* (CRITTENDEN *et al.*, 2012).

O mecanismo de coagulação predominante da MO é o de adsorção e neutralização de cargas, podendo o mecanismo de adsorção e formação de pontes atuar simultaneamente (BELTRÁN-HEREDIA *et al.*, 2012; GASSENSCHMIDT *et al.*, 1995; NDABIGENGESERE *et al.*, 1995; NORDMARK *et al.*, 2016; VILLASEÑOR-BASULTO *et al.*, 2018). Para que o mecanismo de adsorção e neutralização de cargas ocorra de maneira eficiente, é desejável que a solução tenda a neutralidade de cargas para que as forças de atração de *Van de Waals* vençam as forças de repulsão eletrostáticas e os coloides consigam

flocular (NDABIGENGESERE *et al.*, 1995; NORDMARK *et al.*, 2016). Ndabigengesere *et al.* (1995) identificaram que a dosagem ótima de 500 mg/L de extrato aquoso de semente de MO para remoção de sólidos em suspensão de água com turbidez simulada com caulim correspondia ao valor nulo de potencial zeta. No presente estudo, a aplicação das dosagens de 600 mg/L e 750 mg/L que refletiram remoções de turbidez superiores a 90% e remoções de cor aparente superiores a 70%, manifestaram valores médios de potencial zeta de -15,34 mV e -13,06 mV, respectivamente. Estes resultados evidenciam que o ponto isoelétrico (potencial zeta nulo) não deve ser necessariamente alcançado para que ocorra a desestabilização das partículas. Cada substância pode apresentar uma faixa de potencial zeta na qual se atinge a desestabilidade das partículas (HOWE *et al.*, 2012).

O aumento excessivo da dosagem pode converter o potencial zeta da solução inicialmente negativo para valores positivos promovendo a reestabilização das partículas desestabilizadas, prejudicando a coagulação e podendo aumentar a turbidez e carga orgânica do efluente (BRATBY, 2016; KANSAL e KUMARI, 2014; MUYIBI e EVISON, 1995; NDABIGENGESERE *et al.*, 1995). Porém, este efeito também não pode ser visto como regra. A pesquisa de Ndabigengesere *et al.* (1995) revelou que o aumento da dosagem converteu o potencial zeta para valores positivos (+4 mV) porém, não repercutiu no aumento da turbidez remanescente. Seguindo o mesmo princípio das condições para a desestabilização, a reestabilização das partículas pode ser atingida dentro de um intervalo de valores de potencial zeta.

Com os resultados apresentados na Figura 12 é possível observar que, mesmo sem adição de coagulante (0 mg/L de MO), alcançou-se a remoção de 59% de turbidez e 14% de cor aparente após sedimentação e filtração granular rápida. Este resultado está associado com as partículas de maior tamanho encontradas no efluente de estudo, uma vez que 22% das partículas presentes eram maiores que 100 μm , ou seja, sedimentáveis (Figura 10). Estas partículas maiores (sedimentáveis e parte das supracoloidais) sedimentam ou ficam retidas no filtro granular via barreira física.

Com relação ao efeito das dosagens, por meio da Figura 12 é possível observar também a queda na eficiência do tratamento com a primeira dosagem de MO de 150 mg/L ao comparar com o tratamento controle (0 mg/L). Ao avaliar o potencial zeta referente a dosagem de 150 mg/L, é possível verificar que o meio permanece predominantemente negativo, ou seja, a dosagem não foi suficiente para desestabilizar os coloides e promover a remoção e a conseqüente melhoria da qualidade do efluente. Uma hipótese para a queda da

eficiência de remoção pode ser associada ao procedimento da extração aquosa da semente de MO. A técnica de extração aquosa utilizada para a extração não leva em consideração um tratamento avançado da solução para a remoção dos componentes orgânicos presentes na semente triturada. Deste modo, é possível que a dosagem não tenha sido suficiente para realizar o mecanismo de coagulação e que os componentes orgânicos da semente tenham aumentado a quantidade de matéria orgânica composta por partículas não sedimentáveis (KANSAL; KUMARI, 2014; MUYIBI; EVISON, 1995). Lo Monaco *et al.* (2013) avaliaram diferentes dosagens a partir da extração aquosa de MO no tratamento de efluente doméstico e, similarmente, constatou um aumento de turbidez com a dosagem mais baixa testada (1000 mg/L) justificando tal evento também como consequência da matéria orgânica da MO e da dosagem insuficiente para o mecanismo de coagulação.

Ainda avaliando a relação de dosagem de MO versus remoção de cor aparente e turbidez apresentada na Figura 12, é possível verificar que as remoções começam a aumentar a partir da dosagem de 300 mg/L, e tendem a ficar constante a partir de 600 mg/L, quando alcança os resultados com maiores eficiências de remoção. Considerando a proporção de remoções alcançadas pelas dosagens de 600 mg/L (cor aparente – 73%; turbidez – 94%) e 750 mg/L (cor aparente – 76%; turbidez – 95%), a dosagem de 600 mg/L foi estipulada como a dosagem ótima, uma vez que atinge resultados satisfatórios e muito semelhantes aos resultados referentes a maior dosagem aplicada.

Chaudhuri e Khairuldin (2009) avaliaram a eficiência da MO como coagulante em água sintética preparada com turbidez inicial de 47-48 UNT, semelhante à turbidez média da água de estudo da presente pesquisa (41 UNT, vide Tabela 3). Após simulação das operações de coagulação, floculação, sedimentação e filtração em laboratório com papel Whatman nº 40, Chaudhuri e Khairuldin (2009) obtiveram resultados significativos de aproximadamente 91% de remoção de turbidez com aplicação de 500 mg/L de MO. Apesar destes resultados se assemelharem muito com os obtidos neste estudo, a comparação do desempenho da MO como coagulante pode não ser tão representativa, uma vez que água com turbidez sintética não apresenta os componentes presentes em efluente doméstico que podem afetar a eficiência do tratamento.

Investigando a literatura no que tange à eficiência da remoção de turbidez pela ação coagulante de MO (extração aquosa) em efluente de origem sanitária, foi identificada significativa variação nas dosagens em consequência das diferentes condições iniciais da amostra e a carência de pesquisas em amostras de tratamento terciário. Vunain *et al.* (2019),

tendo como amostra o esgoto bruto (278 UNT) oriundo de uma estação de tratamento de esgoto que recebe efluente principalmente de residências, escolas e hospitais, obteve uma remoção de 98,5% de turbidez a partir de uma dosagem de 5000 mg/L e após sedimentação durante 30 minutos. Em contrapartida, Ugwu *et al.* (2017) atingiram remoção de turbidez de 91% com após o tratamento 200 mg/L de MO e 2 horas de sedimentação do efluente doméstico coletado da universidade da Nigéria - Nsukka, com turbidez inicial de 102 UNT. Em condições iniciais de turbidez de 184-226 UNT de amostras de efluente doméstico, Petersen *et al.* (2016) com 200 mg/L de MO após 90 minutos de sedimentação obtiveram remoção de turbidez de 94,7%.

Estes resultados da literatura, em comparação com os resultados da presente pesquisa, reforçam a importância de estudos em planta piloto ou em laboratório para verificação da viabilidade do tratamento, principalmente no que concerne ao uso de um coagulante de origem natural como a MO.

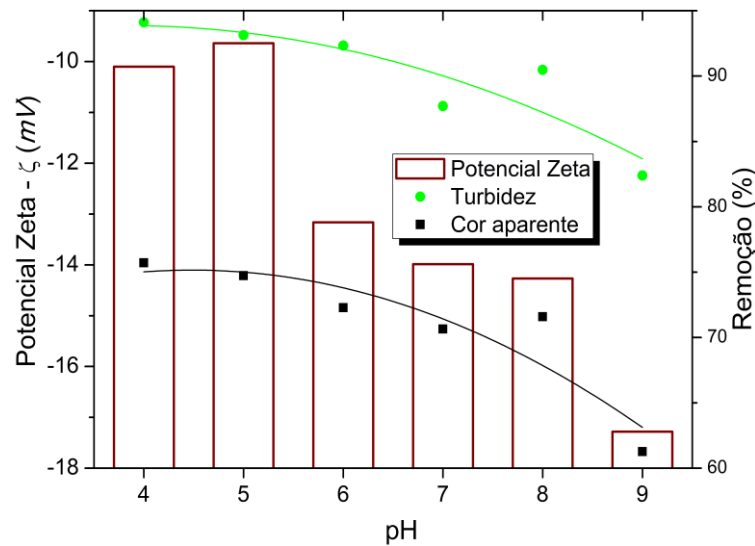
Ensaio de laboratório com as dosagens de SA de 40, 80, 120, 160 e 200 mg/L levaram ao melhor resultado de remoção de 93% de turbidez e 73% de cor aparente para a dosagem de 200 mg/L. Para o mesmo efluente secundário da ETE do Parque Tecnológico, Vega Andrade e Reis (2018) revelaram que SA a 200 mg/L foi capaz de remover valores acima de 70% e 90% de cor aparente e turbidez, respectivamente.

Sendo assim, para efeito de comparação entre os coagulantes MO e SA, as dosagens a serem utilizadas foram 600 mg/L de MO e 200 mg/L de SA.

5.3. Efeito da variação de pH do efluente em estudo no uso de MO

Na Figura 13, é apresentada a correlação do potencial zeta e das remoções de cor aparente e turbidez para diferentes valores iniciais de pH do efluente em estudo, na dosagem ótima de 600 mg/L de MO.

Figura 13 – Valores de potencial zeta e de remoção de cor aparente e turbidez em função da variação do pH inicial do efluente em estudo para a dosagem ótima do extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* (600 mg/L).



Fonte – Elaborado pela autora.

De acordo com a Figura 13 é possível observar que o aumento do valor do pH leva à queda do potencial zeta e da eficiência de remoção de turbidez e cor aparente. Este efeito pode ser justificado pelo pH 9 se aproximar do ponto isoelétrico da MO que é reportado pela literatura de ser entre 10 e 11 (GASSENSCHMIDT *et al.*, 1995; NDABIGENGESERE *et al.*, 1995; YIN, 2010). O ponto isoelétrico de uma determinada substância se refere ao pH que configura carga nula (HOWE *et al.*, 2012). Neste contexto, quanto mais próximo do pH 10 – 11, mais próximo da neutralidade a solução de MO se encontra e a carga negativa do meio (efluente doméstico) predomina, podendo afetar a efetividade do mecanismo de coagulação de adsorção e neutralização de cargas. Por outro lado, quanto menor o pH, mais carga positiva terá a solução de MO, justificando o aumento do potencial zeta e maior eficiência de remoção de turbidez e cor aparente.

Ribeiro *et al.* (2019) avaliaram a remoção de turbidez e de cor aparente em função do aumento da dosagem de MO (extração aquosa) e da variação do pH para água com turbidez sintetizada com caulim e identificou que valores de pH maiores que 8,5 prejudicavam a eficiência da remoção de cor aparente e de turbidez, enquanto que menores valores de pH exigiam menores dosagens de MO e atingiam valores mais baixos de turbidez remanescente. No estudo de Nonfodji *et al.* (2020), a remoção de turbidez foi avaliada após tratamento com o extrato purificado da MO em amostras de água com turbidez simulada com valor de pH 6 e pH 8. Para a dosagem de 400 mg/L do extrato purificado de MO, a

eficiência de remoção de turbidez em pH 6 foi de 82%, enquanto em pH 8 a eficiência de remoção reduzida para 48%.

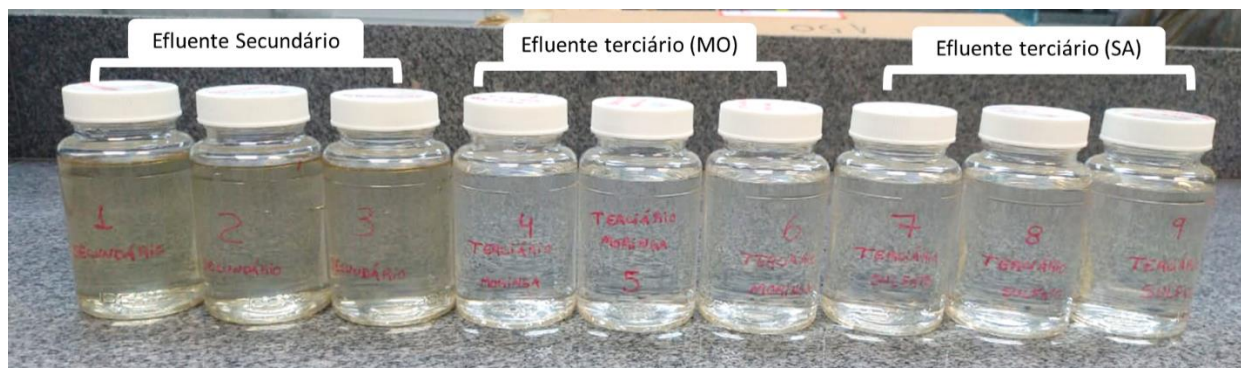
Apesar do aumento do pH reduzir a eficiência do tratamento, no presente estudo a variação da eficiência de remoção de cor aparente e turbidez se mantém em uma faixa satisfatória. Enquanto o menor valor de pH (4) proporcionou valores de remoção de cor aparente e turbidez de 76 % e 94 %, respectivamente, para o pH 9 as eficiências foram de 61% (cor aparente) e 82 % (turbidez). O potencial zeta variou do valor de -17,28 mV (pH = 9,0) à -10,00 mV (pH = 4,0). Isto indica que a MO é capaz de atuar com bom desempenho em uma ampla faixa de pH (4 a 9). Em contrapartida, o SA pode exigir correção do pH para operar com eficiência na zona de coagulação de varredura ideal ($6 < \text{pH} < 9$), aumentando o custo e uso de produtos químicos durante o tratamento (BRATBY, 2016).

5.4. Ensaio comparativos entre MO e SA

5.4.1. Remoção de turbidez, cor aparente e SST

Na Figura 14 é apresentada uma imagem comparativa das amostras do efluente secundário e amostras coletadas após o tratamento terciário com MO a 600 mg/L e com SA a 200 mg/L.

Figura 14 - Comparação entre amostras coletadas do efluente secundário, amostra após o tratamento terciário com extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* (600 mg/L) e após tratamento terciário com sulfato de alumínio (200 mg/L)

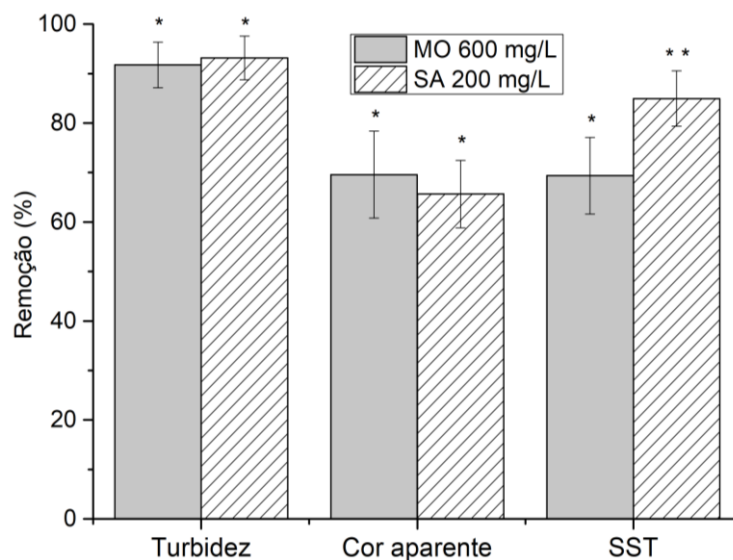


Fonte – Elaborado pela autora.

É possível verificar que, qualitativamente, o tratamento terciário efetuado com a MO resulta em um efluente tão clarificado quanto o efluente após o tratamento terciário com o

SA. Na Figura 15 são apresentados os resultados de remoções de cor aparente, turbidez e SST após o tratamento com MO e com SA.

Figura 15 - Comparação da eficiência de remoção de turbidez, cor aparente e SST após tratamento em nível terciário com extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* (600 mg/L) e sulfato de alumínio (200 mg/L). Diferença significativa para (** $p < 0.05$) e sem diferença significativa para (* $p > 0.05$).



Fonte – Elaborado pela autora.

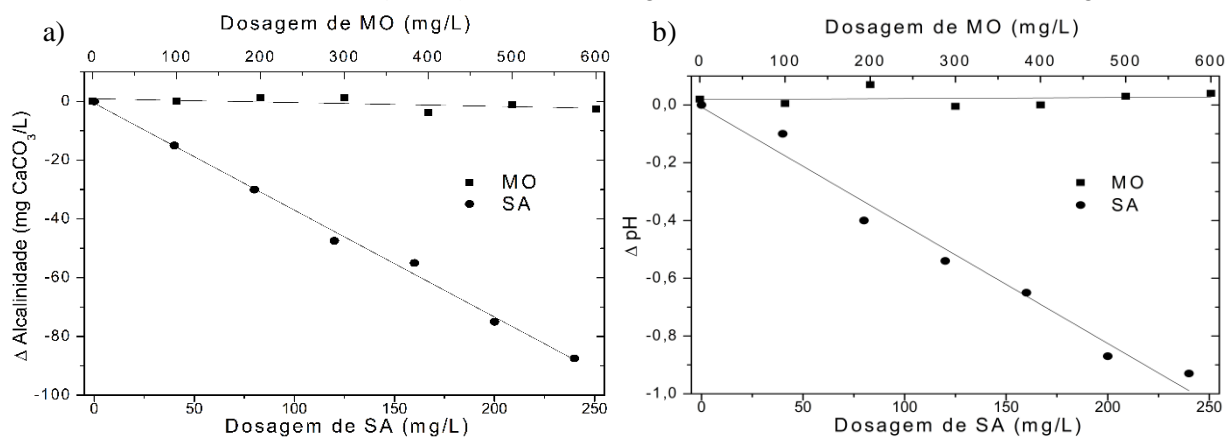
A aplicação do tratamento terciário proporcionou para a dosagem ótima de MO remoções médias de $92 \pm 5\%$ de turbidez e de $70 \pm 9\%$ de cor aparente e, para a dosagem de SA, remoções médias de $93 \pm 4\%$ e $66 \pm 7\%$ de turbidez e cor aparente, respectivamente. De acordo com o teste estatístico de *Tukey*, estes resultados não apresentam diferença significativa para intervalo de confiança de 95%. Ndabigengesere e Narasiah (1998a) identificaram, para efluente municipal de turbidez inicial de 64,2 UNT, eficiências de remoções de turbidez de 96,8% com SA e de 92,8% com MO. Ugwu *et al.* (2017), apesar de terem encontrado resultados com diferença significativa, também identificaram remoções elevadas de turbidez após coagulação, floculação e sedimentação, com SA (96%) e MO (91%) para efluente com turbidez inicial de 102 UNT.

Apesar de remoção de sólidos em suspensão ter se mostrado eficiente para o uso de ambos os coagulantes (MO e SA), os resultados apresentaram diferença significativa entre si (95% de confiança). O tratamento com o SA provocou remoção de $85 \pm 6\%$ de SST, enquanto a MO removeu $69 \pm 8\%$. A maior remoção de SST a partir da adição de SA na presente pesquisa pode ser justificada pela formação de precipitados amorfos que promovem a varredura das partículas em suspensão (BRATBY, 2016)

5.4.2. Consumo de alcalinidade e variação no valor do pH.

O efeito do consumo de alcalinidade e variação no pH em diferentes dosagens de MO e SA é apresentado na Figura 16.

Figura 16 - Consumo de alcalinidade (a) e variação no pH (b) variando a dosagem do extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* (0 a 600 mg/L) e sulfato de alumínio (0 a 250 mg/L).



Fonte – Elaborado pela autora.

Observa-se pelos resultados apresentados na Figura 16 que o aumento da dosagem da MO não provoca o consumo da alcalinidade e não afeta o pH. Em concordância, Hoa e Hue (2018) observaram que o pH se manteve estável próximo à 7,6 mesmo variando a dosagem de 0 – 60 mg/L de MO na coagulação com diferentes métodos de extração da MO. A eficiência da coagulação foi analisada em amostras de água de lago com semente de MO triturada, com a extração do óleo da semente de MO e com fração de proteína da semente de MO (HOA; HUE, 2018).

O fato do aumento da dosagem de MO não proporcionar variações no pH e consumo da alcalinidade está de acordo com o relatado pela literatura (NDABIGENGESERE *et al.*, 1995; VUNAIN *et al.*, 2019; YARAHMADI *et al.*, 2009). Por outro lado, o aumento da dosagem de SA implica em consumo da alcalinidade e queda do pH. Este resultado é decorrente da reação do coagulante com o efluente que libera íons H⁺, consumindo a alcalinidade e reduzindo o pH (Equação 5) (BRATBY, 2016).



O fato do uso da semente de MO como coagulante não consumir alcalinidade e não afetar o pH pode se tornar uma vantagem competitiva, principalmente nos casos em que o pH do efluente em estudo estiver próximo do limite mínimo de emissão para o corpo

receptor, que pela legislação brasileira (BRASIL, 2011) e do estado de São Paulo (BRASIL, SÃO PAULO, 1976) é de 5. Manter o pH estável na faixa da neutralidade após o tratamento com a MO também pode ser uma vantagem no limite para um reuso da água que recomenda, em geral, pH mínimo de 6,0 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997; ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2013). O uso de SA poderia demandar adição de alcalinizantes para ajuste do pH, o que encareceria o tratamento, além de ser ambientalmente desfavorável pelo uso de mais produtos químicos (BRATBY, 2016).

5.4.3. Remoção de matéria orgânica.

A capacidade de remoção e a respectiva concentração final de DBO e DQO após os ensaios de tratamento terciário com a MO e o SA são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Concentrações finais e remoção em porcentagem de DBO e DQO após tratamento terciário com extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* e sulfato de alumínio.

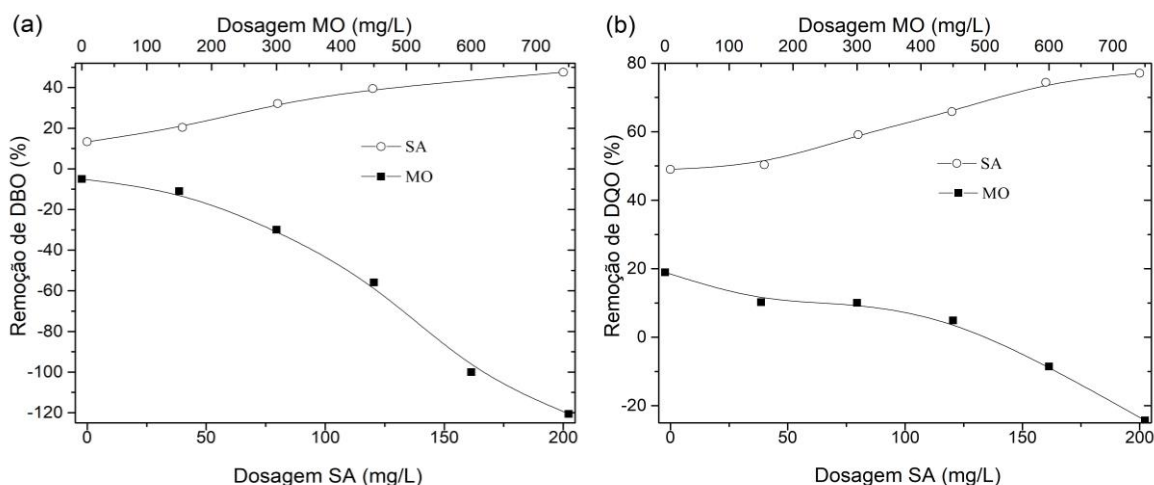
Parâmetros	Tratamento terciário MO (600 mg/L)		Tratamento terciário SA (200 mg/L)	
	Concentração	Remoção	Concentração	Remoção
	DBO	98 ± 18 mg/L	-104 ± 6 %	22 ± 8 mg/L
DQO	224 ± 57 mg/L	1 ± 11 %	54 ± 11 mg/L	70 ± 9,6 %

Fonte – Elaborado pela autora.

Analisando os resultados apresentados na Tabela 4 é possível verificar que o tratamento com o SA teve maior capacidade de remoção de DBO e DQO que a MO. Em oposição, após o tratamento efetuado com MO não houve redução ou aumento significativo da DQO e foi notado o aumento da concentração final de DBO. De forma similar, o tratamento com SA proporcionou uma remoção de 44% de COT enquanto que o tratamento com a MO resultou em uma remoção negativa de -12%.

Para identificar a interferência do aumento da dosagem de MO e SA na variação de DBO e DQO, o tratamento terciário foi efetuado para dosagem de 0 – 750 mg/L de MO e de 0 – 200 mg/L de SA. Os resultados de remoção de DBO e DQO são apresentados na Figura 17.

Figura 17 - Relação entre DBO (a) e DQO (b) e aumento da dosagem dos coagulantes do extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* e sulfato de alumínio.



Fonte – Elaborado pela autora.

Dos resultados apresentados na Figura 17 é possível verificar que a capacidade de remoção de DBO e DQO diminui simultaneamente com o aumento da dosagem de MO, enquanto o oposto é observado para o SA, de modo que quanto maior a dosagem, maior a remoção.

Após identificada a tendência de remoção de DBO e DQO com o aumento das dosagens dos coagulantes sintético e natural no tratamento terciário do efluente de estudo, os ensaios foram repetidos em água desmineralizada. Estes ensaios foram feitos para avaliar o efeito apenas dos coagulantes na DBO e DQO, sem a presença do efluente. Nestes ensaios, amostras nas dosagens de 300, 450, 600 e 750 mg/L de MO, e de 80, 120, 160 e 200 mg/L de SA e amostras controle sem aplicação de coagulantes passaram pelo mesmo tratamento de coagulação, floculação, sedimentação e filtração granular rápida e os valores de DBO e DQO foram mensurados. Destas análises foi observado que as concentrações de DQO e DBO da água destilada não se alteraram com o aumento da dosagem de SA. Porém, o aumento da dosagem de MO refletiu no aumento dos valores de DBO e DQO de acordo com as relações apresentadas nas Equações 6 e 7.

$$DBO_{\text{Aum}} = 0,07814 \times MO_{\text{dosagem}} \quad (6)$$

$$DQO_{\text{Aum}} = 0,2386 \times MO_{\text{dosagem}} \quad (7)$$

Sendo:

DBO_{Aum} – Aumento da DBO (mg/L);

DQO_{Aum} – Aumento da DQO (mg/L);

$MO_{dosagem}$ – dosagem aplicada de MO (mg/L).

Estas relações sugerem a presença de matéria orgânica na solução aquosa de MO e permitem estimar o aumento da DBO e da DQO de acordo com o aumento da dosagem de MO aplicada. O coeficiente da equação 7 que representa o aumento da DQO é significativamente maior, uma vez que está indicando o consumo tanto de matéria orgânica biodegradável quanto de matéria orgânica não biodegradável da solução aquosa da MO (METCALF; EDDY, 2016). Esta análise permite também constatar o aumento da DBO e da DQO é função do aumento da dosagem da solução aquosa de MO.

Amostras de água desmineralizada com 600 mg/L de MO apresentaram resultado médio de 99 mg/L de COT. Este valor representa quase o dobro da concentração de COT encontrada no efluente secundário, que foi de 48 mg/L (vide Tabela 3).

Apesar do mecanismo de coagulação de adsorção e neutralização de cargas atuante com a MO desenvolver boa performance na remoção de turbidez, SST e cor aparente, a composição da solução aquosa da semente impede que esta eficiência se reflita na remoção da presença de matéria orgânica. Conclusões semelhantes são encontrados também na literatura com relação à presença da matéria orgânica. Ndabigengesere e Narasiah (1998b) revelam a presença de concentrações altas de COT (4760 mg/L) e de DQO (15000 mg/L) em extração aquosa (5%) de sementes descascadas. Kansal (2014) aponta que a extração aquosa da semente de MO tem a deficiência de conter tecidos da própria planta que aumenta a carga orgânica e reflete na presença de carbono orgânico dissolvido (COD) residual. Baptista *et al.* (2017) identificaram a concentração de 5938 mg/L de COD na solução aquosa (5%) de semente de MO com o óleo previamente removido utilizando hexano como solvente.

As condições de pH e dosagem de SA da presente pesquisa, responsáveis pela predominância do mecanismo de varredura, refletem na boa performance do SA na remoção de matéria orgânica. A adição do coagulante sintético no efluente produz precipitados capazes de promover boas condições de remoção de parcela significativa da matéria orgânica representada por sólidos em suspensão e em estado coloidal (BRATBY, 2016; MATILAINEN, *et al.*, 2010a). Além disso, o SA não aumentou a carga orgânica do efluente.

Os resultados da presente pesquisa, que vão ao encontro com o observado na literatura (BAPTISTA *et al.*, 2017; KANSAL; KUMARI, 2014; NDABIGENGESERE; NARASIAH, 1998b), mostram como a solução aquosa de MO é composta por elevada carga

orgânica que permanece no efluente mesmo após passar pelos processos de coagulação, floculação, sedimentação e filtração granular rápida. Esta carga orgânica remanescente pode ser vantajosa, por exemplo, para o reuso do efluente em fertirrigação, uma vez que estes componentes podem auxiliar na fertilidade e produtividade do solo melhorando a eficiência das culturas plantadas e reduzindo a necessidade de aplicação de fertilizantes (CHOJNACKA *et al.*, 2020). No entanto, a redução da matéria orgânica no efluente é desejada para prover um efluente tratado de melhor qualidade para lançamento com uma demanda de oxigênio equilibrada (METCALF; EDDY, 2016).

Para evitar este aumento da matéria orgânica resultante da adição da solução aquosa de MO há a alternativa de adicionar uma etapa de purificação no processo de extração da MO (KANSAL; KUMARI, 2014; NDABIGENGESERE; NARASIAH; TALBOT, 1995; OKUDA *et al.*, 2001; VILLASEÑOR-BASULTO *et al.*, 2018). Taiwo *et al.* (2020) prepararam para a pesquisa a proteína coagulante purificada de MO (5%) através da combinação das técnicas de troca iônica e cromatografia de filtração em gel. Aplicando a dosagem de 80 mg/L do coagulante purificado de MO na amostra de água do Reservatório de Opa de uma Universidade da Nigéria e após a coagulação e a sedimentação (1 hora), Taiwo *et al.* (2020) identificaram a remoção de 74,6% de DBO, reduzindo de 6,61 mg/L para 1,68 mg/L de DBO. Porém, estes processos de tratamento normalmente envolvem várias etapas de extração e purificação que encarecem, dificultam e reduzem a viabilidade da aplicação do processo (VILLASEÑOR-BASULTO *et al.*, 2018).

5.4.4. Remoção de nutrientes.

Na Tabela 5 são apresentadas as concentrações de NTK e P para a amostra da extração aquosa do coagulante de MO a 600 mg/L (MO_{AQ600}) e para amostras de efluente tratado por MO a 600 mg/L (MO_{T600}) e por SA a 200 mg/L (SA_{T200}). As respectivas capacidades de remoção em porcentagem são também apresentadas.

Tabela 5 – Concentração e eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo após tratamento efetuado com extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* e sulfato de alumínio nas dosagens ideais e concentração dos nutrientes no extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* a 600 mg/L.

Parâmetros	Extração aquosa de MO (600 mg/L)	Tratamento terciário MO (600 mg/L)		Tratamento terciário SA (200 mg/L)	
	Concentração	Concentração	Remoção	Concentração	Remoção
NTK	7,9 ± 0,3 mg/L	124 ± 5 mg/L	3 ± 0,4%	122 ± 6 mg/L	4 ± 0,2%
P	2,2 ± 0,1 mg/L	15 ± 0,1 mg/L	3 ± 5%	3 ± 1 mg/L	81 ± 4%

Fonte – Elaborado pela autora.

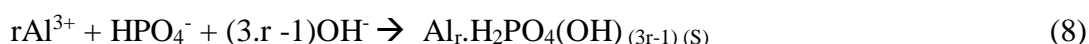
Os resultados apresentados na Tabela 5 revelam que o tratamento realizado com a MO apresentou baixa interferência na remoção dos nutrientes, atingindo remoção média de 3% para NTK e P. O tratamento realizado com o SA também não alcançou altas taxas de remoção de NTK (4%) presente no efluente, mas promoveu uma significativa remoção de P (81%).

Em esgoto bruto doméstico, é pressuposto que 60-70% do NTK está presente na forma de íon amônio (NH_4^+) e o restante encontra-se na forma de nitrogênio orgânico (METCALF; EDDY, 2016). No efluente em estudo da presente pesquisa, o valor médio do pH de 7,6 (vide Tabela 3) permite estimar que o NTK está presente, predominantemente, na forma de NH_4^+ , uma vez que valores de pH acima de 7 favorecem a presença do íon amônio (METCALF; EDDY, 2016). O nitrogênio orgânico que representa a outra parcela que compõe o NTK deve estar presente no efluente de estudo em menor quantidade e dissolvida, uma vez que a parcela particulada deve ter sido removida pelos flocos de lodo ativado (METCALF; EDDY, 2016). Este contexto evidencia porque a operação unitária de coagulação, seja por adsorção e neutralização de cargas com a MO ou por varredura com o SA, não foi efetiva para a remoção do NTK do efluente de estudo, mesmo seguida dos processos de processos de C/F/S e filtração granular rápida.

Na pesquisa de investigação da atividade da extração aquosa de MO no tratamento de efluente de fermentação de café, Garde *et al.* (2017) avaliaram algumas relações da resposta do nitrogênio após tratamento. O tratamento do efluente se deu por agitação intensa por 2 minutos, agitação mais branda por 5 minutos e sedimentação por 24 horas com diferentes dosagens da MO (1000 – 4000 mg/L) e variação do valor do pH (4-7). Garde *et al.* (2017) identificaram que os tratamentos apresentaram boa remoção dos nitratos relacionando esta eficiência à presença destas espécies na forma insolúvel e disponível para

remoção pela MO. Porém não identificaram a mesma eficiência na remoção de nitritos, quase 75% presentes na forma solúvel, e associaram à possibilidade da MO não ser capaz de remover o material dissolvido. Com relação ao nitrogênio total, Garde *et al.* (2017) identificou um aumento na concentração após adição da MO e justifica esta reação pela presença de nitrogênio orgânico solúvel na própria solução de MO (em 1000mg/L de MO, 17mg/L de N solúvel).

O fósforo usualmente está presente no efluente bruto doméstico em sua forma inorgânica (ortofosfatos e polifosfatos) e orgânica (ligada à compostos orgânicos) (METCALF; EDDY, 2016). Com relação à forma do nutriente, o fósforo pode estar presente na forma solúvel (predominantemente inorgânico) ou na forma particulada (METCALF; EDDY, 2016). No presente estudo, pode-se considerar que parcela do fósforo orgânico particulado foi removido no tratamento secundário por meio da incorporação à biomassa e que predominam ortofosfatos que foram convertidos pelo processo biológico e fósforo inorgânico remanescente (METCALF; EDDY, 2016). Durante o tratamento realizado com o SA são formadas as espécies monoméricas Al^{3+} que apresentam alta afinidade com o fósforo (HENDRICKS, 2011). Os íons Al^{3+} formados reagem então com os fosfatos produzindo espécies polinucleares complexas mistas insolúveis conforme apresentado na Equação (8) (METCALF; EDDY, 2016; OMOIKE; VANLOON, 1999).



A reação apresentada na Equação (8) revela que o tratamento com o SA é capaz de produzir um hidroxifosfato de alumínio insolúvel. Considerando a equação para a adição de SA, a estequiometria faz com que o fator r seja 0,8, uma vez que 0,8 mmol de Al é necessário para remover 1 mmol de fósforo (METCALF; EDDY, 2016; WEF, 2011). Na presente pesquisa, estes compostos polinucleares sólidos são efetivamente removidos pelas operações de sedimentação e filtração granular rápida subsequentes e a concentração final de P é reduzida significativamente no tratamento com SA.

Em contrapartida, o tratamento com a MO não proporcionou notória remoção do P. Como é suposto que a principal parcela que representa o P no efluente de estudo encontra-se na forma dissolvida (METCALF; EDDY, 2016), a coagulação por adsorção e neutralização de cargas efetivada pela MO não é capaz de remover estes constituintes.

Ndabigengesere e Narasiah (1998a) atingiram resultados semelhantes de remoção de NTK e ortofosfatos ao usarem SA (5%) e extração aquosa de MO (5%) como coagulantes

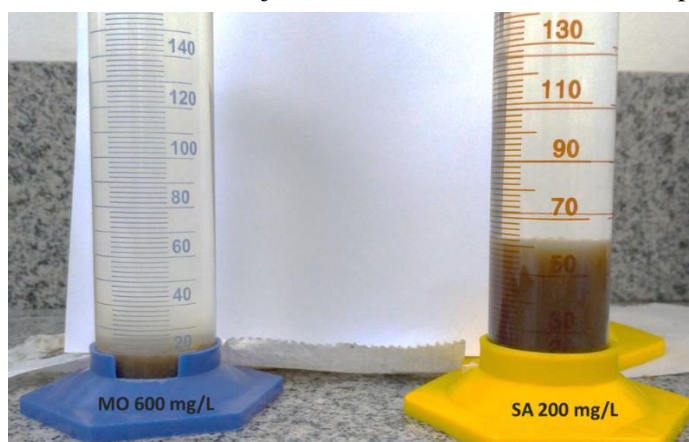
no tratamento de efluente municipal. As remoções de NTK e ortofosfatos foram analisadas com base no aumento da dosagem dos coagulantes após os processos de mistura rápida (100 rpm por 2 min), mistura lenta (40 rpm por 20 min) e sedimentação (30 min). Ndabigengesere e Narasiah (1998a) identificaram que o SA não aumentou ou diminuiu a concentração de NTK mas removeu significativamente a concentração de ortofosfatos em razão da precipitação química de fósforo. Enquanto que o tratamento com a MO além de não ter refletido em uma boa remoção de ortofosfato, promoveu o aumento da concentração final de NTK independente da dosagem utilizada pela presença de traços de nitrogênio na solução aquosa (NDABIGENGESERE; NARASIAH, 1998a).

Na presente pesquisa, o tratamento com a MO não proporcionou uma adequada remoção de nutrientes, mantendo no efluente tratado as concentrações iniciais elevadas de P e de NTK. Porém, ao contrário dos resultados de Ndabigengesere e Narasiah (1998a) e Garde *et al.* (2017), o uso da MO não aumentou a carga nutricional do efluente final. Conforme apresentado na Tabela 5, a solução aquosa de MO na dosagem de 600 mg/L é composta por 2,2 mg/L de P e 8 mg/L de NTK. Esta composição do coagulante natural na dosagem aplicada pode ter aumentado a carga nutricional do meio durante o tratamento reduzindo a eficiência na remoção. No entanto, não foi suficiente para aumentar a concentração final de NTK ou de P.

5.4.5. Geração de lodo

O processamento e gerenciamento da destinação final do lodo gerado em ETE's normalmente representa a maior parcela do custo de operação de uma estação de tratamento de esgoto (TEH *et al.*, 2016). Neste contexto, a geração de lodo proveniente do tratamento terciário foi comparada nas dosagens ideais de MO (600 mg/L) e SA (200 mg/L). A primeira comparação foi realizada com relação ao volume de lodo gerado. O tratamento com MO produziu 10 mL/L de lodo, enquanto o tratamento com o SA produziu o triplo de volume (30 mL/L), conforme apresentado na Figura 18.

Figura 18 - Mensuração do volume de lodo gerado após coagulação (extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* – 600 mg/L e sulfato de alumínio – 200 mg/L), floculação e sedimentação. As amostras foram coletadas dos jarros de 2L e deixadas sedimentar por 2 horas.



Fonte – Elaborado pela autora

Bhuptawat *et al.* (2007) avaliaram a eficiência da extração aquosa de MO (2%) em amostras de efluente de estação de bombeamento de esgoto municipal (valor de pH inicial 7,22) e identificaram uma relação semelhante de formação de lodo ao comparar com o SA (2%). A dosagem de 100 mg/L de MO produziu uma concentração final de 3 mL/L de lodo, enquanto a dosagem de 10 mg/L de SA produziu quase três vezes mais (8,5 mL/L) (BHUPTAWAT *et al.*, 2007). A produção mais expressiva de lodo resultante da adição de SA quando comparado com a adição de MO também foi identificada na literatura em efluentes para abastecimento e para águas com turbidez sintética (NDABIGENGESERE *et al.*, 1995; NDABIGENGESERE e NARASIAH, 1998b).

Posteriormente, comparou-se o teor de sólidos presentes no lodo, que estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Resultados de sólidos totais (ST), sólidos fixos totais (SFT) e sólidos voláteis totais (SVT) para as dosagens ótimas do extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* e sulfato de alumínio.

Parâmetros	Tratamento terciário MO (600 mg/L)	Tratamento terciário SA (200 mg/L)
ST	119 ± 1 mg/L	215 ± 5 mg/L
SFT/ST	17%	48%
SVT/ST	83%	52%

Fonte – Elaborado pela autora.

O resultado de sólidos totais, apresentado na Tabela 6, evidencia como o SA (215 ± 5 mg/L) também produz maior quantidade de lodo em massa quando comparado com a MO (119 ± 1 mg/L). Como a vazão média mensal da ETE do Parque Tecnológico é de 1700 m³/mês, a projeção da produção de lodo com a inclusão do tratamento terciário seria de 202 kg/mês e de 366 kg/mês de lodo ao tratar com a MO e com o SA, respectivamente.

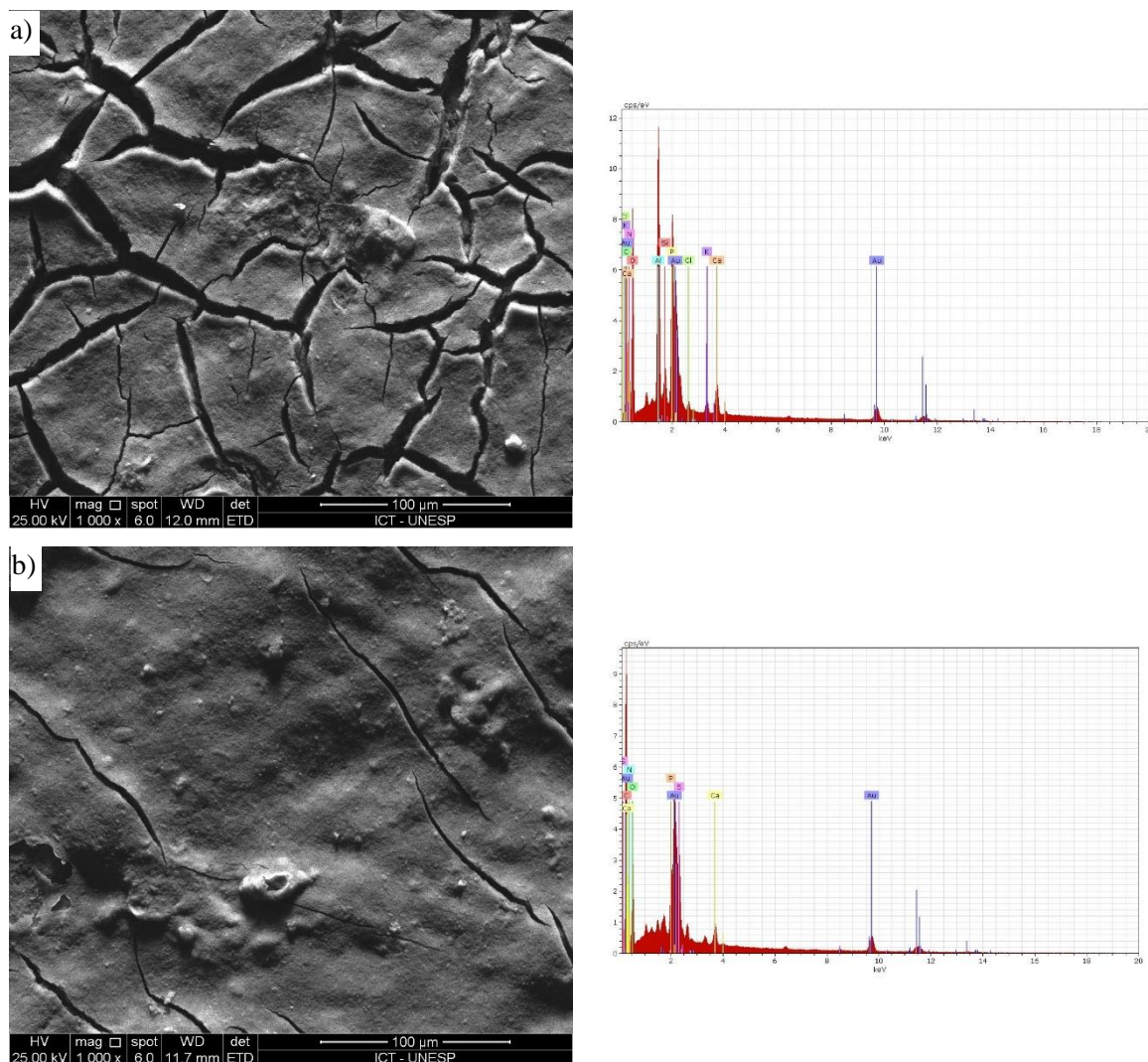
Tanto o volume de lodo quanto o teor de sólidos foram maiores com o uso de SA quando comparado com MO. Esta diferença é justificada pelo mecanismo de varredura do coagulante sintético atuante nas condições da presente pesquisa. Neste mecanismo, quando o coagulante é misturado com o efluente, são produzidos precipitados amorfos $\text{Al}(\text{OH})_3$ (s) (Equação 5) que arrastam e removem as partículas coloidais e, conseqüentemente, aumentam a concentração de sólidos totais (BRATBY, 2016; METCALF; EDDY, 2016).

Na Tabela 6 ainda é revelado a proporção de SFT e SVT após os tratamentos efetuados com MO e SA. É nítido que a proporção de SVT é expressiva após o tratamento com a MO, enquanto que o tratamento com SA apresenta uma parcela maior de SFT, o que é justificado pela composição inorgânica do SA e pela sua reação com o efluente que produz precipitados inorgânicos de $\text{Al}(\text{OH})_3$ (s) (BRATBY, 2016). A MO é capaz de proporcionar a remoção dos coloides sem a produção de novos compostos inorgânicos, gerando então um lodo composto de sua matéria orgânica e dos constituintes do efluente (FERIA-DÍAZ *et al.*, 2016; NDABIGENGESERE, Anselme e NARASIAH, 1998a; VILLASEÑOR-BASULTO *et al.*, 2018). Neste contexto, podemos considerar que os 17% da relação SFT/ST após o tratamento com a MO representa a parcela inorgânica presente no efluente de estudo. Partindo desta premissa, aproximadamente 31% da parcela inorgânica presente no lodo após tratamento com SA é reflexo da reação e adição do coagulante sintético.

A relação SVT/ST fornece indicação a respeito do conteúdo orgânico do material sólido (SANT'ANNA JUNIOR, 2013). Com isso, podemos inferir que o lodo gerado com o uso da MO tem maior potencial de biodegradação do que o lodo gerado com o uso do SA.

Para confirmar o teor predominantemente inorgânico do lodo gerado pelo SA quando comparado com o lodo gerado pela MO, foi realizada uma análise via EDS/MEV. As imagens realizadas do lodo são apresentadas na Figura 19 e a composição química dos elementos presentes nos lodos é apresentada na Tabela 7.

Figura 19 - Imagem do lodo e gráficos da espectroscopia de raios X por dispersão em energia após tratamento com: a) Sulfato de alumínio e b) Extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera*.



Fonte - Elaborado pela autora.

Tabela 7 – Porcentagem em peso e atômica dos elementos presentes no lodo após o tratamento com *Moringa oleifera* e com sulfato de alumínio.

Átomo	Tratamento com MO		Tratamento com SA	
	peso.(%)	at.(%)	peso.(%)	at.(%)
C	50,2	64,35	27,33	38,93
O	23,83	22,94	40,24	44,36
Au	12,92	1,01	12,14	1,09
N	8,87	9,75	5,24	6,6
P	1,13	0,56	5,24	2,98
Ca	0,81	0,31	1,5	0,66
S	2,25	1,08	-	-
Al	-	-	8,31	5,22

Fonte – Elaborado pela autora.

Tanto a porcentagem em peso quanto atômica dos elementos presentes no lodo após o tratamento com a MO apresentados na Tabela 7 corroboram com a maior proporção de compostos orgânicos quando comparados com o tratamento utilizando o SA. Em contrapartida, após o tratamento com o SA é possível identificar elementos usualmente associados a compostos orgânicos, mas também associados a compostos inorgânicos, como o alumínio (Al). Deve ser ressaltado que a porção de ouro, que é semelhante em ambos tratamentos, é associada ao revestimento da amostra para a análise e deve ser então desconsiderada.

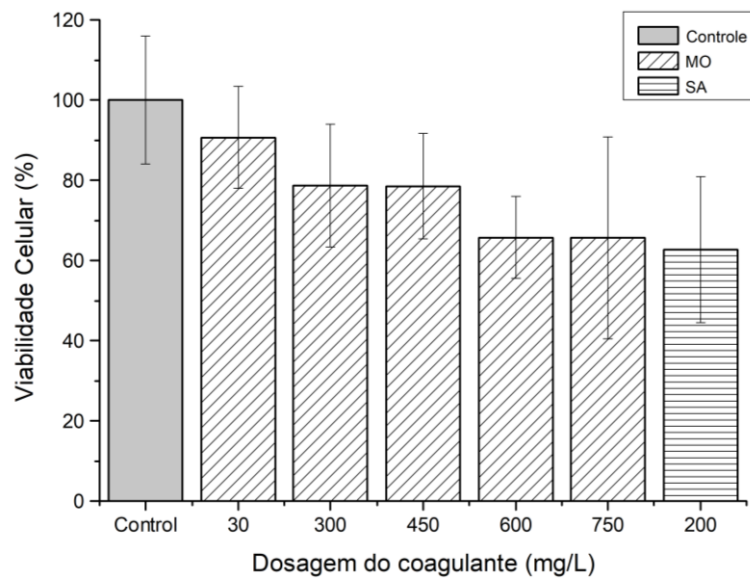
Estes resultados permitem aferir que o tratamento com SA gera um lodo com o triplo de volume e produz, em massa, 164 kg a mais no tratamento terciário na escala da ETE do Parque Tecnológico. Além disso, a constituição inorgânica do lodo desfavorece a aplicação como biossólido. A presença de compostos de Al no lodo é capaz de reagir com o P promovendo a fixação do nutriente no solo deixando-o indisponível para as plantas (DASSANAYAKE *et al.*, 2015).

Deste modo, o tratamento terciário em efluente sanitário com a aplicação da MO como coagulante, além de produzir um volume menor de lodo (3 vezes menor em volume e 55% menor em teor de sólidos totais), produz um lodo com características predominantemente orgânicas e, conseqüentemente, apresenta um menor custo de gerenciamento e maior potencial de reuso.

5.4.6. Citotoxicidade

Na Figura 20 são apresentados os resultados de viabilidade celular da linhagem Vero após exposição às soluções do extrato aquoso da semente de MO (30, 300, 450, 600 e 750 mg/L) e a SA (200 mg/L) em água deionizada.

Figura 20 – Viabilidade (% com relação ao grupo controle) da linhagem celular Vero após exposição ao extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* (30, 300, 450, 600, 750 mg/L) e sulfato de alumínio (200 mg/L).



Fonte - Elaborado pela autora.

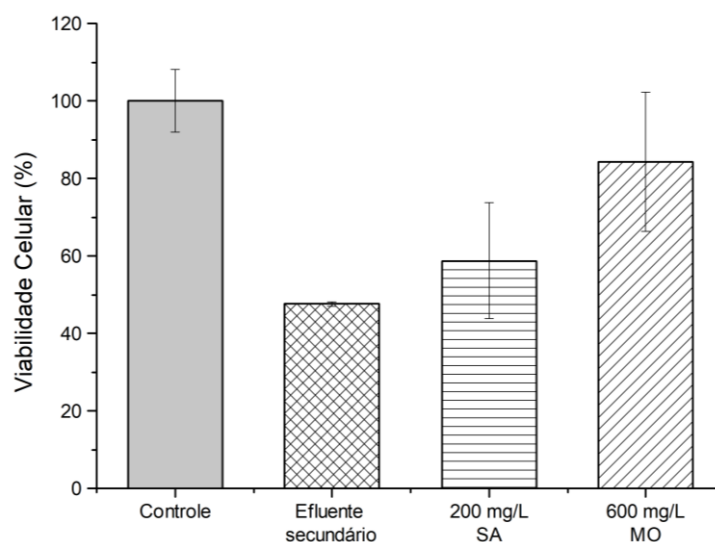
Dos resultados apresentados na Figura 20 é possível identificar que a dosagem de 30 mg/L apresenta resultado semelhante ao controle (células não tratadas com MO ou SA) e, resultando em uma média de $91 \pm 13\%$ de viabilidade celular, ou seja, não apresenta citotoxicidade (vide Tabela 2). Analisando a tendência apresentada na Figura 20, é verificado que o aumento da dosagem de MO é acompanhado da redução gradativa da viabilidade celular. Este efeito pode ser justificado pelo aumento da concentração de grupos de isocianatos presentes na sementes de MO que, de acordo com o reportado pela literatura, podem atuar como principal contribuinte na atividade citotóxica (C. MAIYO; MOODLEY; SINGH, 2015; RAGASA *et al.*, 2012). No entanto, é importante ressaltar que, apesar desta tendência, as maiores dosagens de MO (600 mg/L e 750 mg/L) estabilizaram em uma viabilidade celular média de 66%. Este resultado mostra que as maiores dosagens de MO testadas apresentaram baixa citotoxicidade (Tabela 2), o que pode ser considerado positivo uma vez que elevado efeito citotóxico não é desejado para um produto coagulante. O SA na dosagem de 200 mg/L também apresentou baixa citotoxicidade ($63 \pm 18\%$).

Araújo *et al.* (2013) avaliaram exposição de células mononucleares do sangue periférico (PBMCs) a extratos aquosos de semente de MO (solução de estoque $100 \mu\text{g}/\mu\text{L}$) e extrato aquoso de semente de MO diluído (solução de estoque $20 \mu\text{g}/\mu\text{L}$) (extração semelhante à utilizada na presente pesquisa). O extrato de semente de MO diluído não apresentou

citotoxicidade para PBMCs, enquanto que o extrato aquoso de semente de MO apresentou efeito potencialmente citotóxico (ARAÚJO *et al.*, 2013). Em concordância com a presente pesquisa, Araújo *et al.* (2013) também relacionaram a maior concentração de MO com maior atividade citotoxicológica recomendando, conseqüentemente, o controle da dosagem deste coagulante natural para o tratamento de água.

Na Figura 21 estão apresentados os resultados de citotoxicidade no efluente secundário de estudo e nos efluentes após tratamento terciário com a MO (600 mg/L) e o SA (200 mg/L).

Figura 21 – Viabilidade (% com relação ao grupo controle) da linhagem celular Vero após exposição ao efluente secundário e efluentes terciários após tratamento com 600 mg/L do extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* e 200 mg/L de sulfato de alumínio.



Fonte - Elaborado pela autora.

Conforme apresentado pela Figura 21, a amostra de estudo do efluente secundário apresenta citotoxicidade moderada, tendo reduzido a viabilidade celular da linhagem Vero para $48 \pm 1\%$. Este resultado indica que o efluente secundário provavelmente contém compostos prejudiciais ao ecossistema (hormônios, resíduos de produtos farmacêuticos e de higiene pessoal) que não foram completamente removidos com tratamento de lodo ativado por aeração prolongada (SHREVE; BRENNAN, 2019).

Porém, o tratamento terciário com o extrato aquoso da semente de MO (600 mg/L) foi capaz de aumentar a viabilidade celular para $84 \pm 18\%$, resultando em um efluente de baixa citotoxicidade. Este efeito positivo do tratamento com a MO resultando em um efluente menos tóxico indica que o uso do coagulante natural não promove efeito sinérgico ou potencializador com os constituintes prejudiciais do efluente. Apesar das soluções aquosas

isoladas da MO e do SA apresentarem efeito citotóxico baixo e semelhante (Figura 20), o tratamento terciário com o SA resultou em um efluente de citotoxicidade moderada com viabilidade celular 30% menor que o tratamento com a MO. Uma hipótese para este efeito citotóxico moderado do SA (viabilidade celular $59 \pm 15\%$) é a produção de complexos que podem ser tóxicos, como o $Al(OH)_4^-$, derivado da reação entre o coagulante sintético e o efluente (BRATBY, 2016).

Neste contexto, é suposto que o principal responsável pela baixa citotoxicidade do efluente após tratamento com o extrato aquoso da semente MO é a capacidade de remover sólidos remanescentes sem produzir complexos potencialmente tóxicos solúveis durante o mecanismo de coagulação. Em concordância, o estudo de Freitas *et al.* (2016) também associou a redução do efeito toxicológico de amostras com alta toxicidade do riacho Cavouco em Pernambuco – Brasil à remoção de partículas em suspensão. Para avaliar a toxicidade das amostras Freitas *et al.* (2016) avaliaram a taxa de mortalidade de larva de *Artemia salina* após: (1) incubação por 2 horas com a proteína lectina solúvel em água isolada da MO (200 mg/L); (2) incubação por 2 horas com SA 2% (p/v); (3) incubação por 2 horas com SA 2% (p/v) e, em seguida, adição da proteína lectina isolada da MO incubada por mais 2 horas; (4) adição simultânea do SA e da proteína isolada lectina solúvel em água. Ao comparar com a amostra não tratada, os quatro tratamentos reduziram a taxa de mortalidade de larva *Artemia salina* atingindo taxas de 50% (tratamento 1), 30% (tratamento 2), 10% (tratamento 3) e 20% (tratamento 4). Freitas *et al.* (2016) supõe que o uso em sequência do SA e da lectina solúvel em água aumenta a eficiência na remoção dos sólidos em suspensão, o que justifica o menor efeito toxicológico.

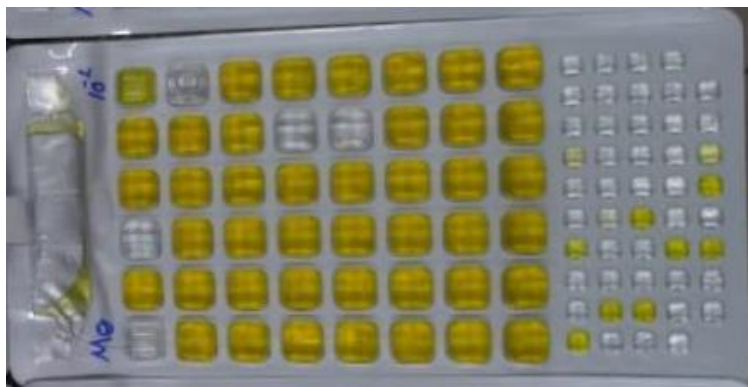
Com relação ao impacto da citotoxicidade, o extrato aquoso da semente de MO como coagulante tem potencial para prover efluentes com menor citotoxicidade quando comparados aos efluentes tratados com SA. Este efeito da MO é vantajoso frente ao SA, uma vez que sua baixa citotoxicidade facilita o tratamento posterior se desejado para reuso ambiental e é menos prejudicial para corpos receptores que podem ser usados como fonte de água potável e para agricultura.

5.4.7. Carga Bacteriana e atividade antibacteriana

As Figuras ilustrativas 22 e 23 apresentam, respectivamente, a identificação de presença de coliformes totais através da coloração amarela e a identificação da presença de *E. coli* através da detecção de fluorescência dos poços através da luz ultravioleta em cartelas

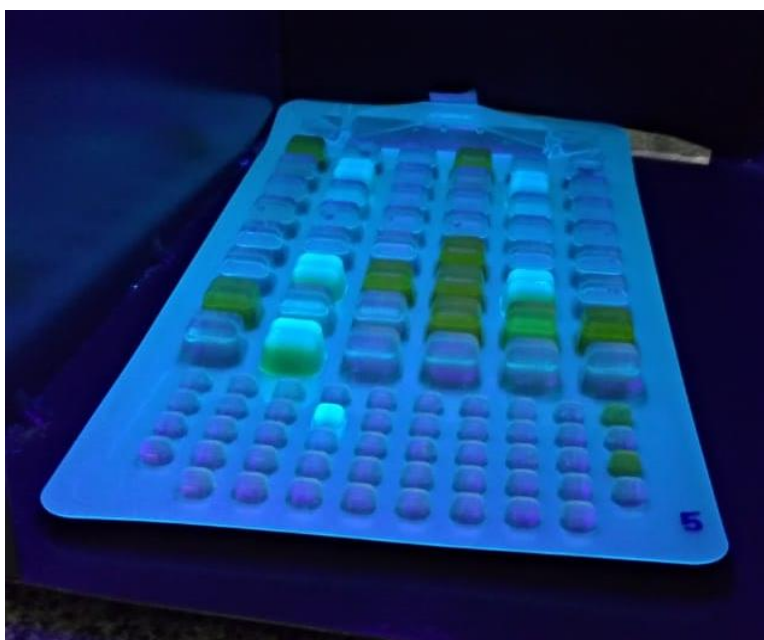
preenchidas com amostra do efluente terciário do tratamento com o extrato aquoso da semente de MO (600 mg/L).

Figura 22 – Teste Colilert inoculada com a amostra do efluente terciário tratado com o extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* (600 mg/L) na diluição 10^{-1} e após incubação de 24 horas. Poços com coloração amarela indicam presença de coliformes totais.



Fonte - Elaborado pela autora.

Figura 23 – Teste Colilert observado em luz ultravioleta (365-366 nm) inoculado com a amostra do efluente terciário tratado com o extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* (600 mg/L) na diluição 10^{-2} . Poços com coloração amarela indicam presença de coliformes totais e poços fluorescentes indicam presença coliformes totais e de *Escherichia coli*.



Fonte - Elaborado pela autora.

Na Tabela 8 está apresentada a quantidade, em NMP/100 mL, e a porcentagem de remoção (em comparação ao efluente secundário) de *E. coli* e coliformes totais após o tratamento terciário com SA e extrato aquoso da semente de MO.

Tabela 8 - Remoção em porcentagem e log da carga bacteriana e concentração final em NMP/100 mL após tratamento terciário com o extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* e sulfato de alumínio.

Parâmetros	Tratamento terciário MO (600 mg/L)		Tratamento terciário SA (200 mg/L)	
	(NMP/100 mL)	Remoção	(NMP/100 mL)	Remoção
<i>Escherichia coli</i>	$5,6 \times 10^2 \pm 0,7 \times 10^2$	$99,74 \pm 0,04\%$ (2,6 log)	$8,5 \times 10^2 \pm 1,2 \times 10^2$	$99,60 \pm 0,06\%$ (2,4 log)
Coliformes totais	$1,8 \times 10^3 \pm 3,3 \times 10^2$	$99,61 \pm 0,07\%$ (2,4 log)	$2,4 \times 10^3 \pm 1,2 \times 10^2$	$99,48 \pm 0,02\%$ (2,3 log)

Fonte - Elaborado pela autora.

Dos resultados apresentados na Tabela 8 é possível notar que ambos coagulantes, natural e sintético, reduziram substancialmente a carga bacteriana, removendo >99% de *E. coli* e de coliformes totais. Embora aplicando uma dosagem muito maior, Vunain *et al.* (2019) também identificaram redução bacteriana em amostras de uma estação de tratamento de efluente doméstico após tratamento com extrato aquoso de MO e coagulantes sintéticos. Através de contagem total de micro-organismos em diferentes meios de cultura, os autores identificaram que extrato aquoso de MO a 15.000 mg/L, SA e cloreto férrico proveram remoções de *Escherichia coli* de 97,3%, 96,7% e 96,4%, respectivamente (VUNAIN *et al.*, 2019).

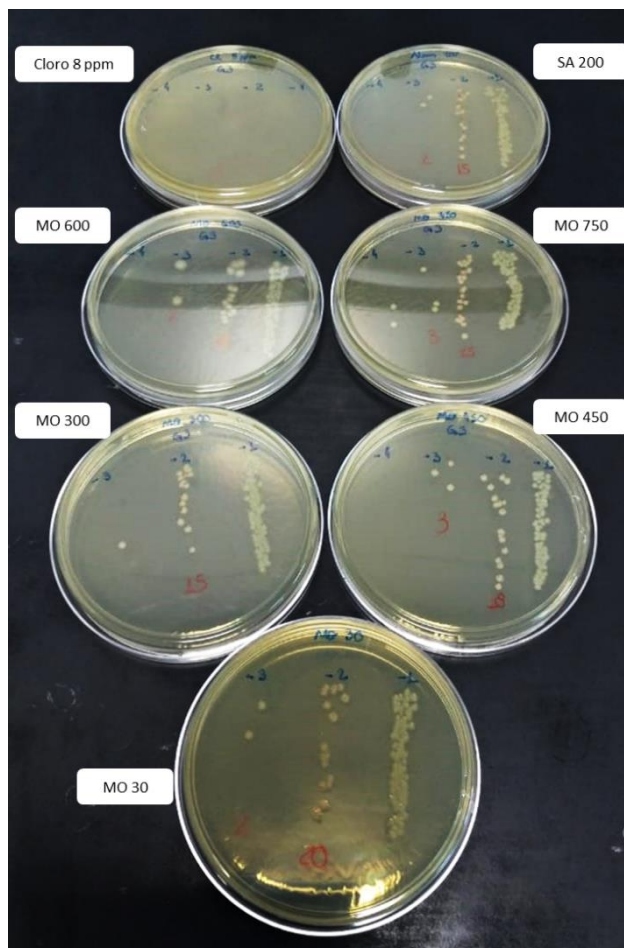
A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB realiza o monitoramento de parâmetros dos recursos hídricos em diversas localizações do Estado de São Paulo. Na cidade de São José dos Campos, onde está localizada a ETE do presente estudo, há o monitoramento em dois pontos: nas águas superficiais do Rio Paraíba do Sul (P1 - 23°11'42"S, 45°55'48") e no ponto de captação, no canal de adução (P2 – 23°11'16", 45°55'04") (CETESB, 2020). Com relação à quantidade média de *E. coli*, no ano de 2019 foram identificadas $2,3 \cdot 10^3$ UFC/100 mL no P1 e $1,2 \cdot 10^3$ UFC/100 mL no P2, de acordo com o ANEXO J do Relatório de Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2019 (CETESB, 2020). Os resultados de quantidade de *E. coli* apresentados na Tabela 8 são inferiores a ambos os pontos de monitoramento em, aproximadamente, 1 log. Uma vez que o efluente doméstico é uma origem potencial de contaminação por pelo grupo coliforme nos rios, esta eficiente remoção após o tratamento terciário com ambos coagulantes (MO e SA) é importante para prover um efluente de qualidade para lançamento nos corpos hídricos (CETESB, 2020).

O processo de coagulação com respectiva sedimentação é capaz de reduzir a carga bacteriana por remoção física dos microrganismos junto com os sólidos em suspensão (HOA; HUE, 2018). Porém, a literatura também associa a redução bacteriana à atividade antibacteriana dos extratos das sementes de MO. Vieira *et al.* (2010) detectaram, através do método de disco-difusão, atividade antibacteriana contra *Staphylococcus aureus* e contra quatro diferentes cepas de *Escherichia coli* do extrato aquoso de sementes de MO. Neste método inóculos de *Staphylococcus aureus* e das cepas de *Escherichia coli* na concentração de 10^8 UCF/ml foram semeados em ágar e 50, 100, 150 e 200 μ L do extrato aquoso de MO 20% (p/v) foram distribuído na superfície do meio de cultura, seguido por incubação de 24 horas a 35°C. A partir de 50 μ L do extrato aquoso de MO já foi notada a inibição (halo > 13 mm) contra as cepas *S. aureus* e *E. coli* isolado do camarão branco do Pacífico (VIEIRA *et al.*, 2010). Shebek *et al.* (2015) descreve que a atividade antimicrobiana é proveniente da proteína catiônica extraída da semente de MO (MOCP). De acordo com os autores, a MOCP é capaz de facilitar a interação com as membranas microbianas e danificar os componentes intracelulares pelo dano às membranas celulares (SHEBEK *et al.*, 2015). Além disso, Ferreira *et al.* (2011) e Moura *et al.* (2015) detectaram potencial atividade antibacteriana da lectina solúvel em água isolada da semente de MO por purificação.

Alguns autores, apesar de terem identificado redução bacteriana após exposição a uma dosagem ideal de MO, notaram o recrescimento de microrganismos ao realizar novas análises com o aumento subsequente da dosagem ou do tempo de armazenamento da amostra tratada (DASGUPTA; KUMAR GUNDA; MITRA, 2016; EGBUIKWEM; SANGODOYIN, 2013). Este efeito pode estar associado aos constituintes orgânicos do coagulante de MO que pode servir como nutriente para os micro-organismos sobreviventes presentes no lodo se desenvolverem (VUNAIN *et al.*, 2019). O estudo de Sánchez-Martín *et al.* (2012) reforça esta hipótese uma vez que, avaliando o uso da proteína purificada da MO, notaram a remoção de coliformes totais sem o recrescimento de bactérias após 72 horas de acondicionamento da amostra.

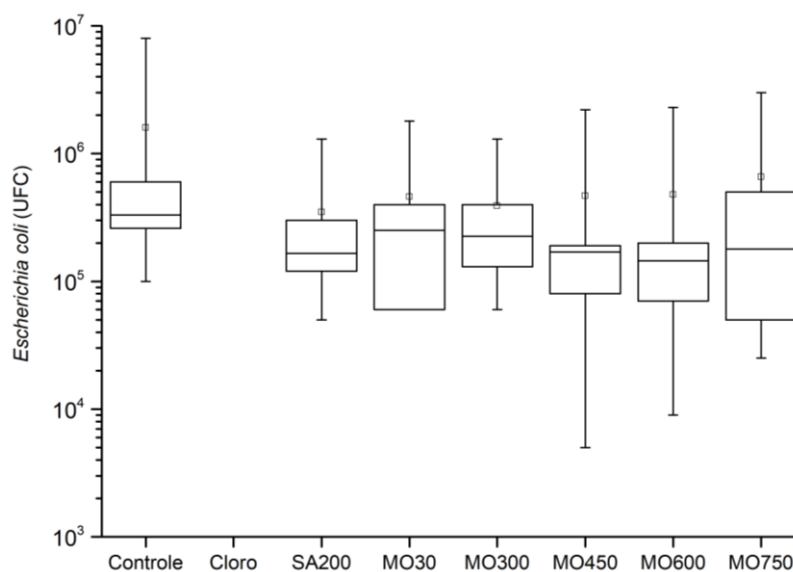
Para avaliar o potencial efeito da atividade antibacteriana da extração aquosa de MO foram realizados ensaios *in vitro*. A Figura 24 ilustra a imagem das unidades formadoras de colônias que cresceram nas placas, enquanto que a Figura 25 apresenta os resultados referentes à análise *in vitro* da atividade antibacteriana do cloro (8 ppm), SA (200 mg/L) e MO (30, 300, 450, 600 e 750 mg/L) contra cepa de *Escherichia coli* ATCC 25922.

Figura 24 – Crescimento de unidades formadoras de colônias após o contato entre a cepa de *Escherichia coli* (ATCC 25922) e os extratos aquosos da semente de *Moringa oleifera* (30, 300, 450, 600, 750 mg/L), sulfato de alumínio (200 mg/L) e cloro (8ppm), diluição e semeadura em ágar BHI.



Fonte - Elaborado pela autora.

Figura 25 - Média e desvio padrão das unidades formadoras de colônia de *Escherichia coli* ATCC 25922 após 24 horas de contato direto com cloro (8 ppm), sulfato de alumínio (200 mg/L) e extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* (30, 300, 450, 600 e 750 mg/L). O resultado médio é representado por “□”.



Fonte - Elaborado pela autora.

De acordo com o apresentado na Figura 25, o contato direto da MO (600 mg/L) e do SA (200 mg/L) com a cepa de *Escherichia coli* apresentaram uma redução semelhante de quase 1 log em comparação ao controle. Conforme esperado, o cloro operou como um bom controle positivo, de modo que não houve crescimento de unidades formadoras de colônia na placa em que foi semeado a solução de contato entre cloro e o micro-organismo (Figura 24). No entanto, com exceção do efeito do cloro, nenhum dos tratamentos apresentaram diferença estatisticamente significativa para o nível de 0,05. Conseqüentemente, os tratamentos com as diferentes dosagens testadas de MO e o tratamento com SA não demonstraram efeito antibacteriano contra a cepa *Escherichia coli* ATCC 25922 analisada no ensaio em laboratório.

Considerando que a extração aquosa de MO é constituída por vários compostos orgânicos, além dos constituintes que podem apresentar efeito antibacterianos, é possível supor que as dosagens testadas no presente estudo não foram suficientes para apresentar efeito antibacteriano. O estudo de Virk *et al.* (2019), por exemplo, encontrou a concentração inibitória mínima (CIM) de 12.500 mg/L de extração aquosa de MO contra *E. coli* MTCC 82 através do método de difusão em ágar. Ou seja, a concentração mais baixa da extração aquosa de MO que apresentou inibição observável do crescimento de *E. coli* MTCC 82 foi de 12.500 mg/L (VIRK *et al.*, 2019). Já Taiwo *et al.* (2020), também através do método de

difusão em ágar, detectaram potencial atividade antibacteriana contra cepas (*Klebsiella edwardsii*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Klebsiella ozoenae*, *Alcaligenes faecalis* e *Klebsiella pneumoniae*) isoladas da água bruta de um reservatório na dosagem de 40.000 mg/L da proteína catiônica extraída da semente de MO.

Neste contexto, de acordo com as condições aplicadas no presente estudo, o bom desempenho da MO na redução da carga bacteriana (coliformes totais e *E. coli*) do efluente doméstico provavelmente foi devido à remoção física. O tratamento terciário quimicamente assistido foi capaz de capturar e remover os microrganismos através da coagulação, floculação, sedimentação e filtração granular rápida. Estudos adicionais são recomendados para melhor compreender a capacidade do efeito antibacteriano de diferentes extrações e dosagens de MO contra a ampla variabilidade de cepas bacterianas.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O extrato aquoso da semente de *Moringa oleifera* (MO) (600 mg/L) mostrou-se eficiente e com resultados similares ao sulfato de alumínio (SA) (200 mg/L) como coagulante na remoção de carga bacteriana (coliformes totais e *E. coli*), turbidez e cor aparente no tratamento terciário do efluente doméstico por meio da coagulação, floculação, sedimentação e filtração granular rápida. Além disso, a semente de MO foi capaz de apresentar melhores resultados que o SA em alguns parâmetros analisados. O uso do coagulante natural manteve o pH estável e não consumiu alcalinidade; apresentou boa eficiência em uma ampla faixa de valor de pH (4 – 9); produziu lodo com maior potencial de biodegradabilidade e em menor quantidade e resultou em um efluente com menor citotoxicidade.

Com relação à atividade antibacteriana, após o contato com o extrato aquoso da semente de MO foi possível identificar uma discreta redução da *Escherichia coli* ATCC 25922, porém, sem efeito estatisticamente significativo. Considerando o uso do extrato aquoso composto por diferentes constituintes orgânicos, e com base na literatura reportada, os resultados sugerem que as dosagens testadas (30 – 750 mg/L) foram baixas para a expressão da atividade antibacteriana.

Com relação à redução da matéria orgânica (DBO, DQO, COT) e fósforo, o desempenho do SA foi mais satisfatório, enquanto o tratamento com a MO não interferiu na remoção de nutrientes, mas aumentou a carga orgânica. A remoção de NTK não foi satisfatória com nenhum dos coagulantes estudados.

Portanto, o extrato aquoso da semente de MO tem potencial para ser utilizado como coagulante no tratamento terciário quimicamente assistido de efluente doméstico em situações que não demandem a baixa concentração de carga orgânica, como no reuso via fertirrigação. Porém, quando se pretende reduzir a carga orgânica para o lançamento em corpos receptores, um processo avançado para a obtenção da proteína purificada da semente de MO é recomendado em substituição à extração aquosa para aplicação como coagulante natural no tratamento terciário quimicamente assistido de efluente doméstico.

6.1. Recomendações para trabalhos futuros

Como trabalhos futuros recomenda-se:

- Investigar a eficiência de métodos de extração mais complexos de purificação da semente de MO para uso no tratamento terciário, com atenção maior ao efeito na remoção da carga orgânica e nutrientes;
- Analisar o efeito da mistura da semente de MO com coagulantes sintéticos no tratamento terciário de efluentes, uma vez que esta opção também reduz o uso de produtos químicos;
- Estudar o potencial efeito antibacteriano contra outras cepas de diferentes origens, com destaque para cepas patogênicas e presentes no efluente e nas águas;
- Avaliar o efeito de maiores dosagens de diferentes métodos de extração da MO na atividade antibacteriana, avaliando também o resultado de toxicidade, visando a proteção dos corpos hídricos;
- Investigar a viabilidade de reuso do efluente terciário tratado com o extrato aquoso da semente de MO.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ÁLVAREZ-TORRELLAS, S. et al. Effective adsorption of non-biodegradable pharmaceuticals from hospital wastewater with different carbon materials. **Chemical Engineering Journal**, v. 320, p. 319–329, 2017. DOI: 10.1016/j.cej.2017.03.077.
- AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K. M. Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation. **American Water Works Association**, v. 74, n. 4, p. 210–216, 1982.
- ANA. **Atlas esgotos: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil / Agência Nacional de Águas**. Brasília.: p. 44, 2020.
- APHA. **Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. 2017.
- ARAÚJO, L. C. C. et al. Evaluation of cytotoxic and anti-inflammatory activities of extracts and lectins from Moringa oleifera seeds. **PLoS ONE**, v. 8, n. 12, p. 1–15, 2013. DOI: 10.1371/journal.pone.0081973.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 10357/88: **Águas - Determinação da demanda química de oxigênio (DQO) - Método de refluxo aberto, refluxo fechado - Titulométrico e refluxo fechado - Colorimétrico - Método de ensaio**. 1988.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 10664/89: **Águas - Determinação de resíduos (sólidos) - Método gravimétrico**. 1989.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 12614/92: **Águas - Determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) - Método de incubação (20°C, cinco dias) - Método de ensaio**. 1992.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 13736/96: **Águas - Determinação de alcalinidade - Métodos potenciométrico e titulométrico**. 1996.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 13969/97: **Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**, 1997.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 15575-1/13: **Edificações Habitacionais – Desempenho. Parte 1: Requisitos Gerais**, 2013
- AYDINA, A.; KORKMA, Ş. A. Evaluation of Pharmacological Activity of Heterobimetallic Coordination Compounds Containing N, N-Bis (2-hydroxyethyl)-Ethylenediamine on HT29, HeLa, C6 and Vero cell.pdf. **Iranian Journal of Pharmaceutical Research**, v. 18, n. 4, p. 2011–2027, 2019. DOI: 10.22037/ijpr.2019.1100854.
- BAPTISTA, A. T. A. et al. Coagulation-flocculation process with ultrafiltered saline extract of Moringa oleifera for the treatment of surface water. **Chemical Engineering Journal**, v. 276, p. 166–173, set. 2015. DOI: 10.1016/j.cej.2015.04.045.

- BAPTISTA, A. T. A. et al. Protein fractionation of seeds of *Moringa oleifera* lam and its application in superficial water treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 180, p. 114–124, jun. 2017. DOI: 10.1590/1519-6984.1913.
- BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; MUÑOZ-SERRANO, A.; PERES, J.A. Towards overcoming TOC increase in wastewater treated with *Moringa oleifera* seed extract. **Chemical Engineering Journal**, v. 188, p. 40–46, Abril 2012. DOI: 10.1016/j.cej.2012.02.003.
- BHUPTAWAT, H.; FOLKARD, G. K.; CHAUDHARI, S. Innovative physico-chemical treatment of wastewater incorporating *Moringa oleifera* seed coagulant. **Journal of Hazardous Materials**, v. 142, n 1-2., p 477-482, 2007. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.08.044.
- BIANCHI, E. et al. Evaluation of genotoxicity and cytotoxicity of water samples from the Sinos River Basin , southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 2, p. 68–74, 2015. DOI: 10.1590/1519-6984.1913.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS: 25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2019**. Brasília: SNS/MDR, 2020. 190p.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação no 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde**. Anexo XX: do controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da] União: seção 1, Brasília, DF, 3 out. 2017.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho. Brasília, 2011.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Lei n. 9.433. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, 1997. 72p.
- BRASIL, SÃO PAULO. Decreto nº 8.468 de 8 de setembro de 1976. **Dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente**. Governo do Estado de São Paulo, 1976.
- BRATBY, J. **Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment**. 3. ed. [s.l.] IWA Publishing. p. 523. 2016.
- BRILHANTE, R. S. N. et al. Research advances on the multiple uses of *Moringa oleifera*: A sustainable alternative for socially neglected population. **Asian Pacific Journal of Tropical Medicine**, v. 10, n. 7, p. 621–630, jul. 2017. DOI: 10.1016/j.apjtm.2017.07.002.
- C. MAIYO, F.; MOODLEY, R.; SINGH, M. Cytotoxicity, Antioxidant and Apoptosis Studies of Quercetin-3-O Glucoside and 4-(?-D-Glucopyranosyl-1?4-?-L-Rhamnopyranosyloxy)-Benzyl Isothiocyanate from *Moringa oleifera*. **Anti-Cancer**

Agents in Medicinal Chemistry, v. 16, n. 5, p. 648–656, 2015. DOI: 10.2174/1871520615666151002110424.

CETESB. Norma técnica L5.139. **Determinação de nitrogênio orgânico e de nitrogênio total Kjeldahl em águas - método da determinação de nitrogênio na forma amônia: método de ensaio**. 1978,

CETESB. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2019 [recurso eletrônico]**São PauloCoordenação geral Maria Helena R.B. Martins ; Coordenação técnica Fábio Netto Moreno, Marta Condé Lamparelli, Beatriz Durazzo Ruiz; Coordenação cartográfica Carmen Lúcia V. Midaglia ; Equipe técnica Luiz Antônio Medeiros et al., , 2020.

CHAUDHURI, M.; KHAIRULDIN, P. S. A. BINTI. Coagulation-Clarification of Turbid Coloured Water by Natural Coagulant (Moringa oleifera) Seed Extract. **Nature Environment and Pollution Technology**, v. 8, n. 1, p. 137–139, 2009.

CHERNICHARO, C. A. L. **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Projeto PR ed. Belo Horizonte: Uiversidade Federal de Minas Gerais UFMG: 2001.

CHOJNACKA, K. et al. A transition from conventional irrigation to fertigation with reclaimed wastewater: Prospects and challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 130, p. 109959, 2020. DOI: 10.1016/j.rser.2020.109959.

CRITTENDEN, J. C. et al. **Water Treatment: Principles and Desing**. 3. ed. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2012.

DASGUPTA, S.; KUMAR GUNDA, N. S.; MITRA, S. K. Evaluation of the antimicrobial activity of Moringa oleifera seed extract as a sustainable solution for potable water. **The Royal Society of Chemistry**, v. 6, n. 31, p. 25918–25926, 2016. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.11.025.

DASSANAYAKE, K. B. et al. A review on alum sludge reuse with special reference to agricultural applications and future challenges. **Waste Management**, v. 38, p. 321–335, 2015. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.11.025.

DEZFOOLI, S. M. et al. A simplified method for the purification of an intrinsically disordered coagulant protein from defatted Moringa oleifera seeds. **Process Biochemistry**, v. 51, n. 8, p. 1085–1091, ago. 2016. DOI: 10.1016/j.procbio.2016.04.021.

DOREA, C. C. Use of Moringa spp . seeds for coagulation : a review of a sustainable option. **Water Science and Technology:Water Supply**, v. 6, n. 1, p. 219–227, 2006. DOI: 10.2166/ws.2006.027.

DOTTO, J. et al. Performance of different coagulants in the coagulation/flocculation process of textile wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 208, p. 656–665, 2019. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.10.112.

EGBUIKWEM, P. N.; SANGODOYIN, A. Y. Coagulation Efficacy of Moringa Oleifera Seed Extract Compared to Alum for Removal of Turbidity and E. coli in Three Different Water Sources. **European International Journal of Science and Technology**, v. 2, n. 7, p. 13–20, 2013. ISSN: 2304-9693.

- FEO, G. DE; GISI, S. DE; GALASSO, M. Definition of a practical multi-criteria procedure for selecting the best coagulant in a chemically assisted primary sedimentation process for the treatment of urban wastewater. **Desalination**, v. 230, p. 229–238, 2008. DOI: 10.1016/j.desal.2007.12.003.
- FERIA-DÍAZ, J. J.; POLO-CORRALES, L.; HERNANDEZ-RAMOS, E. J. Evaluation of coagulation sludge from raw water treated with *Moringa oleifera* for agricultural use. **Ingeniería e Investigación**, v. 36, n. 2, p. 14–20, 2016. DOI: 10.15446/ing.investig.v36n2.56986.Chemical.
- FERREIRA, R. S. et al. Coagulant and antibacterial activities of the water-soluble seed lectin from *Moringa oleifera*. **Letters in Applied Microbiology**, v. 53, n. 2, p. 186–192, 2011. DOI: 10.1111/j.1472-765X.2011.03089.x.
- FREITAS, J. H. E. S. et al. Evaluation of using aluminum sulfate and water-soluble *Moringa oleifera* seed lectin to reduce turbidity and toxicity of polluted stream water a. **Chemosphere**, v. 163, p. 133–141, 2016. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.08.019.
- GARCÍA-MESA, J. J. et al. Water quality characterization in real biofilm wastewater treatment systems by particle size distribution. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 8038–8045, 2010. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.05.071.
- GARDE, W. K. et al. Application of *Moringa Oleifera* seed extract to treat coffee fermentation wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 329, p. 102–109, maio 2017. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2017.01.006.
- GASSENSCHMIDT, U. et al. Isolation and characterization of a flocculating protein from *Moringa oleifera* Lam b. **Biochimica et Biophysica Acta**, v. 1243, p. 477–481, 1995.
- GHEBREMICHAEL, K. A. et al. A simple purification and activity assay of the coagulant protein from *Moringa oleifera* seed. **Water Research**, v. 39, n. 11, p. 2338–2344, 2005. DOI: 10.1016/j.watres.2005.04.012.
- GUPTA, S. et al. Nutritional and medicinal applications of *Moringa oleifera* Lam.— Review of current status and future possibilities. **Journal of Herbal Medicine**, v. 11, n. November 2016, p. 1–11, 2018. DOI: 10.1016/j.hermed.2017.07.003.
- GUVEN, H. et al. Towards sustainable and energy efficient municipal wastewater treatment by up-concentration of organics. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 70, p. 145–168, 2019. DOI: 10.1016/j.peccs.2018.10.002.
- HENDRICKS, D. **Fundamentals of Water Treatment Unit Processes - Physical, Chemical, and Biological**. [s.l.] IWA Publishing. p. 833. 2011.
- HITZSCHKY, G. et al. Antibacterial effect (in vitro) of *Moringa oleifera* and *Annona muricata* against gram positive and gram negative bacteria. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, v. 52, n. 3, p. 129–132, 2010. DOI: 10.1590/S0036-46652010000300003.
- HOA, N. T.; HUE, C. T. Enhanced water treatment by *Moringa oleifera* seeds extract as the bio-coagulant : role of the extraction method. **Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua**, p. 634–647, 2018. DOI: 10.2166/aqua.2018.070.

HOWE, K. J. et al. **Principles of Water Treatment**. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2012.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. Biological evaluation of medical devices — Part 5: Tests for in vitro cytotoxicity. ISO 10993-5/09. 2009.

JIANG, J. Q. The role of coagulation in water treatment. **Current Opinion in Chemical Engineering**, v. 8, p. 36–44, 2015. DOI: 10.1016/j.coche.2015.01.008.

JUNG, Y. et al. Evaluation of Moringa oleifera seed extract by extraction time: Effect on coagulation efficiency and extract characteristic. **Journal of Water and Health**, v. 16, n. 6, p. 904–913, 2018. DOI: 10.2166/wh.2018.078

KANE, C. et al. Combination of alum and extracted Moringa oleifera bioactive molecules powder for municipal wastewater treatment. **International Journal of Biological and Chemical Sciences**, v. 10, n. 4, p. 1918–1929, 2016. DOI: 10.4314/ijbcs.v10i4.39.

KANSAL, S. K.; KUMARI, A. Potential of M. oleifera for the treatment of water and wastewater. **Chemical Reviews**, v. 114, n. 9, p. 4993–5010, 2014. DOI: 10.1021/cr400093w.

KATAYON, S. et al. Effects of storage conditions of Moringa oleifera seeds on its performance in coagulation. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 13, p. 1455–1460, set. 2006. DOI: 10.1016/j.biortech.2005.07.031.

LEVINE, A. D.; TCHOBANOGLIOUS, G. Size distributions of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability. **Water Research**, v. 25, n. 8, p. 911–922, 1991. DOI: 0043-1354/91.

LI, Y. et al. Estimation and modeling of direct rapid sand filtration for total fecal coliform removal from secondary clarifier effluents. **Water Science and Technology**, v. 65, n. 9, p. 1615–1623, 2012. DOI: 10.2166/wst.2012.054.

LIU, Y. et al. Values, properties and utility of different parts of Moringa oleifera: An overview. **Chinese Herbal Medicines**, v. 10, p. 371–378, 2018. DOI: 10.1016/j.chmed.2018.09.002.

LO MONACO, P. A. V. et al. Effect of addition of different chemical substances in moringa seed extract used as a coagulant in sewage treatment. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 5, p. 1038–1048, 2013.

LUN, W.; WAHAB, A. State of the art and sustainability of natural coagulants in water and wastewater treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 262, p. 121267, 2020. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.121267.

LUTTERBECK, C. A. et al. Integrated system with constructed wetlands for the treatment of domestic wastewaters generated at a rural property – Evaluation of general parameters ecotoxicity and cytogenetics. **Ecological Engineering**, v. 115, p. 1–8, 2018. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2018.01.004.

MADRONA, G. S. et al. Evaluation of extracts of Moringa oleifera Lam seeds obtained

with NaCl and their effects on water treatment. **Acta Scientiarum**, v. 34, n. 3, p. 289–293, 2012. DOI: 10.4025/actascitechnol.v34i3.9605.

MARKETS; MARKETS. Flocculant and coagulant market by type (Flocculant (Anionic, Cationic), organic coagulant, and inorganic Coagulant), end-use industry (Municipal Water Treatment, Pulp & Paper, Textile, Oil & Gas, Mining), and region - Global Forecast to 2022.

MATILAINEN, A.; LINDQVIST, N.; TUHKANEN, T. Comparison of the Efficiency of Aluminium and Ferric Sulphate in the Removal of Natural Organic Matter During Drinking Water Treatment Process. **Environmental Technology**, v. 26, p. 867–875, 2010. DOI: 10.1080/09593332608618502.

MECHA, A. C. et al. Ultraviolet and solar photocatalytic ozonation of municipal wastewater : Catalyst reuse , energy requirements and toxicity assessment. **Chemosphere**, v. 186, p. 669–676, 2017. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.08.041.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineering - Treatment and Resource Recovery**. 5^a ed. McGrall Hill Education, 2016.

MOURA, M. C. et al. Water-soluble Moringa oleifera lectin interferes with growth, survival and cell permeability of corrosive and pathogenic bacteria. **Journal of Applied Microbiology**, v. 119, n. 3, p. 666–676, 2015. DOI: 10.1111/jam.12882.

MUGHAL, M. H. et al. Improvement of drumstick (Moringa pterygosperma Gaertn .) – A unique source of food and medicine through tissue culture. **Hamdard**, v. 42, n. 1, p. 37–42, 1999.

MUYIBI, S. A.; EVISON, L. M. Optimizing physical parameters affecting Moringa oleifera seeds. **Water Research**, v. 29, n. 12, p. 2689–2695, 1995. DOI: 0043-1354(95)0013.

NDABIGENGESERE, A.; SUBBA NARASIAH, K.; TALBOT, B. G. Active agents and mechanism of coagulation of turbid waters using Moringa oleifera. **Water Research**, v. 29, n. 2, p. 703–710, 1995. DOI: 10.1016/0043-1354(94)00161-Y.

NDABIGENGESERE, A.; NARASIAH, K. S. Use of moringa oleifera seeds as a primary coagulant in wastewater treatment. **Environmental Technology**, v. 19, n. 8, p. 789–800, 1998a. DOI: 10.1080/09593331908616735.

NDABIGENGESERE, A.; SUBBA NARASIAH, K. Quality of water treated by coagulation using Moringa oleifera seeds. **Water Research**, v. 32, n. 3, p. 781–791, mar. 1998b. DOI: 10.1016/S0043-1354(97)00295-9.

NONFODJI, O. M. et al. Performance of Moringa oleifera seeds protein and Moringa oleifera seeds protein-polyaluminum chloride composite coagulant in removing organic matter and antibiotic resistant bacteria from hospital wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, v. 33, n. September 2019, 2020. DOI: 10.1016/j.jwpe.2019.101103.

NORDMARK, B. A.; PRZYBYCIEN, T. M.; TILTON, R. D. Comparative coagulation performance study of Moringa oleifera cationic protein fractions with varying water hardness. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, n. 4, p. 4690–4698,

2016. DOI: 10.1016/j.jece.2016.10.029.

OKUDA, T. et al. Improvement of extraction method of coagulation active components from *Moringa oleifera* seed. **Water Research**, v. 33, n. 15, p. 3373–3378, 1999. DOI: 10.1016/j.jece.2016.10.029.

OKUDA, T. et al. Isolation and characterization of coagulant extracted from *Moringa oleifera* seed by salt solution. **Water Research**, v. 35, n. 2, p. 405–410, 2001. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00290-6.

OLIVER-BEVER, B. Medicinal plants in tropical West Africa I. Plants acting on the cardiovascular system. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 5, n. 1, p. 1–72, 1982. DOI: 10.1016/0378-8741(82)90021-6.

OMOIKE, A. I.; VANLOON, G. W. Removal of phosphorus and organic matter removal by alum during wastewater treatment. **Water Research**, v. 33, n. 17, p. 3617–3627, 1999. DOI: 10.1016/S0043-1354(99)00075-5.

PALANCA, C. F. **Remoção de cor e turbidez de um efluente sanitário secundário com o uso de sementes de *Moringa oleifera* como coagulante**. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) - Graduação em Engenharia Ambiental - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, São José dos Campos - SP, 2019.

PARQUE TECNOLÓGICO. "Conheça as mais de 300 empresas e instituições que fazem partedo PqTec". Acesso em: 05/01/2020. Disponível em: <<http://www.pqtec.org.br/quem-esta-aqui>>

PETERSEN, H. H. et al. Removal of *Cryptosporidium parvum* oocysts in low quality water using *Moringa oleifera* seed extract as coagulant. **Food and Waterborne Parasitology**, v. 3, p. 1–8, 2016. DOI: 10.1016/j.fawpar.2016.03.002.

POON, C. S.; CHU, C. W. The use of ferric chloride and anionic polymer in the Chemically Assisted Primary Sedimentation Process. **Chemosphere**, v. 39, n. 10, p. 1573–1582, 1999. DOI: 10.1016/S0045-6535(99)00055-7.

PRASSE, C. et al. Spoilt for choice: A critical review on the chemical and biological assessment of current wastewater treatment technologies. **Water Research**, v. 87, p. 237–270, 2015. DOI: 10.1016/j.watres.2015.09.023.

RAFAEL, J. et al. In vitro antibacterial effect of aqueous and ethanolic *Moringa* leaf extracts. **Asian Pacific Journal of Tropical Medicine**. p. 201–204, 2011. DOI: 10.1016/S1995-7645(11)60069-2.

RAGASA, C. Y. et al. Cytotoxic isothiocyanates from *Moringa oleifera* Lam seeds. **Philippine Science Letters**, v. 5, n. 1, p. 46–52, 2012.

RAGIO, R. A. et al. Pre-coagulation assisted ultra fi ltration membrane process for anaerobic effluent. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. April, 2020. DOI: 10.1016/j.jece.2020.104066.

REZAKAZEMI, M.; KHAJEH, A.; MESBAH, M. Membrane filtration of wastewater from gas and oil production. **Environmental Chemistry Letters**, v. 16, n. 2, p. 367–388,

2018. DOI: 10.1007/s10311-017-0693-4.

RIBEIRO, J. V. M.; VEGA ANDRADE, P.; REIS, A. G. DOS. Moringa oleifera seed as a natural coagulant to treat low-turbidity water by in-line filtration. **Revista Ambiente e Água**, v. 14, n. 6, 2019. DOI: 10.4136/ambi-agua.2442.

SAGONA, W. C. J.; CHIRWA, P. W.; SAJIDU, S. M. The miracle mix of Moringa : Status of Moringa research and development in Malawi. **South African Journal of Botany**, v. 129, p. 138–145, 2020. DOI: 10.1016/j.sajb.2019.03.021.

SAKUMA, C. et al. Novel endogenous simian retroviral integrations in Vero cells : implications for quality control of a human vaccine cell substrate. **Scientific Reports**, v. 644, n. 8, 2018. DOI: 10.1038/s41598-017-18934-2.

SALEEM, M.; BACHMANN, R. T. A contemporary review on plant-based coagulants for applications in water treatment. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 72, p. 281–297, 2019. DOI: 10.1016/j.jiec.2018.12.029.

SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; BELTRÁN-HEREDIA, J.; PERES, J. A. Improvement of the flocculation process in water treatment by using Moringa oleifera seeds extract. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 29, n. 3, p. 495–501, 2012. DOI: 10.1590/S0104-66322012000300006.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento Biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. 2. ed. Rio de Janeiro: p. 424, 2013.

SANTOS, A. F. S. et al. Isolation of a seed coagulant Moringa oleifera lectin. **Process Biochemistry**, v. 44, n. 4, p. 504–508, 2009. DOI: 10.1016/j.procbio.2009.01.002.

SARITHA, V.; KARNENA, M. K.; DWARAPUREDDI, B. K. "Exploring natural coagulants as impending alternatives towards sustainable water clarification ” – A comparative studies of natural coagulants with alum. **Journal of Water Process Engineering**, v. 32, 2019. DOI: 10.1016/j.jwpe.2019.100982.

SENGUPTA, M. E. et al. Use of Moringa oleifera seed extracts to reduce helminth egg numbers and turbidity in irrigation water. **Water Research**, v. 46, n. 11, p. 3646–3656, 2012. DOI: 10.1016/j.watres.2012.04.011.

SHEBEK, K. et al. The Flocculating Cationic Polypeptide from Moringa oleifera Seeds Damages Bacterial Cell Membranes by Causing Membrane Fusion. **Langmuir**, v. 31, p. 4496–4502, 2015. DOI: 10.1016/j.watres.2018.12.042.

SHREVE, M. J.; BRENNAN, R. A. Trace organic contaminant removal in six full-scale integrated fixed- film activated sludge (IFAS) systems treating municipal wastewater. **Water Research**, v. 151, p. 318–331, 2019. DOI: 10.1016/j.watres.2018.12.042.

SILVEIRA, I. C. T. Cloro e ozônio aplicados à desinfecção de efluente hospitalar tratado em contadores biológicos rotatórios, com avaliação de efeitos tóxicos em Daphnia similis. Tese (Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Instituto de Pesquisas Hidráulicas. 173p., 2004.

SLETTEN, G. B. G.; DAHL, J. E. Cytotoxic effects of extracts of compomers. **Acta Odontologica Scandinavica**, v. 57, n. 6, p. 316–322, 1999. DOI: 10.1080/000163599428544.

SOUSA, J. M. et al. Ozonation and UV 254 nm radiation for the removal of microorganisms and antibiotic resistance genes from urban wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 323, p. 434–441, 2017. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2016.03.096;

STRUK-SOKOŁOWSKA, J. et al. Impact of differences in speciation of organic compounds in wastewater from large WWTPs on technological parameters, economic efficiency and modelling of chemically assisted primary sedimentation process. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n 5, p. 104405, 2020. DOI: 10.1016/j.jece.2020.104405.

TAIWO, A. S.; ADENIKE, K.; ADERONKE, O. Efficacy of a natural coagulant protein from *Moringa oleifera* (Lam) seeds in treatment of Opa reservoir water , Ile-Ife , Nigeria. **Heliyon**, v. 6, 2020. DOI: 10.1016/j.heliyon.2020.e03335.

TEH, C. Y. et al. Recent Advancement of coagulation–flocculation and its application in wastewater. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, n. 55, p. 4363–4389, 2016. DOI: 10.1021/acs.iecr.5b04703.

UGWU, S. N. et al. Comparative study of the use of natural and artificial coagulants for the treatment of sullage (domestic wastewater). **Cogent Engineering**, v. 4, p. 1–13, 2017. DOI: 10.1080/23311916.2017.1365676.

URBAM. Urbanizadora Municipal. **Manual de Controle da Qualidade do Composto Orgânico**. p. 18-19. 19--.

VEGA ANDRADE, P.; REIS, A. G. DOS. Tertiary treatment of a sewage by coagulation, floculation and sedimentation. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 15, n. 2, p. 68–88, 2018.

VIEIRA, G. H. F. et al. Antibacterial effect (in vitro) of moringa oleifera and annona muricata against gram positive and gram negative bacteria. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de Sao Paulo**, v. 52, n. 3, p. 129–132, 2010. DOI: 10.1590/S0036-46652010000300003.

VILLASEÑOR-BASULTO, D. L. et al. Wastewater treatment using *Moringa oleifera* Lam seeds: A review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 23, n. February, p. 151–164, 2018. DOI: 10.1016/j.jwpe.2018.03.017.

VIRK, A. K. et al. Development and efficacy analysis of a *Moringa oleifera* based potable water purification kit. **Journal of Water Process Engineering**, v. 27, n. October 2018, p. 37–46, 2019. DOI: 10.1016/j.jwpe.2018.11.005.

VUNAIN, E. et al. Evaluation of coagulating efficiency and water borne pathogens reduction capacity of *Moringa oleifera* seed powder for treatment of domestic wastewater from Zomba, Malawi. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 3, p. 103–118, 2019. DOI: 10.1016/j.jece.2019.103118.

WEF, W. E. F. **Nutrient Removal - Manual of Practice No. 34**. Alexandria, Virginia:

McGrall Hill, 2011.

WHO/UNICEF. **Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2017 update and SDG baselines**. Licence: C ed. Geneva: World Health Organization (WHO) and the United Nations Children's Fund (UNICEF): 2017.

WWAP. (**United Nations World Water Assessment Programme**) **The United Nations World Water Development Report 2017. Wastewater: The Untapped Resource**. UNESCO ed. Paris: p. 180, 2017.

YARAHMADI, M. et al. Application of Moringa Oleifer Seed Extract and Polyaluminum Chloride in Water Treatment. **World Applied Sciences Journal**, v. 7, n. 8, p. 962–967, 2009. ISSN 1818-4952

YIN, C. Y. Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment. **Process Biochemistry**, v. 45, n. 9, p. 1437–1444, 2010. ISSN 1359-5113. DOI: 10.1016/j.procbio.2010.05.030