



Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"

Programa Interunidades

unesp 

Mestrado

Engenharia Civil e Ambiental

MARIANA SOUZA TEIXEIRA

**Avaliação do Desempenho do Coagulante Natural Tanfloc e do
Sulfato de Alumínio para Recuperação de Biomassa de Microalga
Cultivada em Efluente Doméstico Tratado**

Bauru

2021



MARIANA SOUZA TEIXEIRA

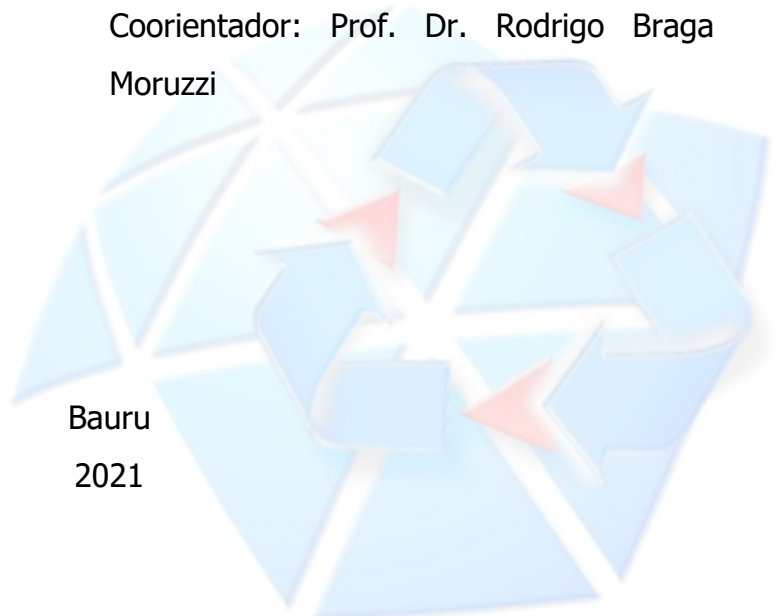
Avaliação do Desempenho do Coagulante Natural Tanfloc e o Sulfato de Alumínio para Recuperação de Biomassa de Microalga Cultivada em Efluente Doméstico Tratado

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. Gustavo H. R. da Silva

Coorientador: Prof. Dr. Rodrigo Braga Moruzzi

Bauru
2021



ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE MARIANA SOUZA TEIXEIRA, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DA FACULDADE DE ENGENHARIA - CÂMPUS DE BAURU.

Aos 06 dias do mês de agosto do ano de 2021, às 09:00 horas, por meio de Videoconferência, realizou-se a defesa de DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de MARIANA SOUZA TEIXEIRA, intitulada **AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO COAGULANTE NATURAL TANFLOC E DO SULFATO DE ALUMÍNIO PARA RECUPERAÇÃO DE BIOMASSA DE MICROALGA CULTIVADA EM EFLUENTE DOMÉSTICO TRATADO**. A Comissão Examinadora foi constituída pelos seguintes membros: Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA (Orientador(a) - Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Civil e Ambiental / Faculdade de Engenharia de Bauru - UNESP, Prof^a. Dr^a LUIZA CINTRA CAMPOS (Participação Virtual) do(a) Civil, Environmental & Geomatic Engineering Department / University College London, Prof. Dr. ANDRE LUIZ DE OLIVEIRA (Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Civil / Universidade Federal de Uberlândia. 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: aprovado _____. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelo(a) Presidente(a) da Comissão Examinadora.



Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA

T266a

Teixeira, Mariana Souza

Avaliação do Desempenho do Coagulante Natural Tanfloc e do Sulfato de Alumínio para Recuperação de Biomassa de Microalga Cultivada em Efluente Doméstico Tratado / Mariana Souza Teixeira. -- Bauru, 2021

140 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Faculdade de Engenharia, Bauru

Orientador: Gustavo Henrique Ribeiro da Silva

Coorientador: Rodrigo Braga Moruzzi

1. Engenharia Ambiental. 2. Separação de Microalgas. 3. Tanfloc. 4.
Resistência do Floco. 5. Biofertilizante. 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.

Dedicatória

Dedico esse trabalho aos meus pais João e Valdirene por todo amor e apoio, a meu avô Valmir (in memoriam) por sempre acreditar em mim e ao Rodrigo por sempre estar ao meu lado.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente ao meu orientador, Prof. Dr. Gustavo Ribeiro e ao meu coorientador Rodrigo Moruzzi, pelos ensinamentos e dedicação, sem os quais esse trabalho não seria possível.

Á CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa .

Á FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) pelo financiamento do projeto de pesquisa, processo nº2018/18367-1.

Á TANAC por fornecer o TANFLOC SG utilizado nesta pesquisa.

Á todos do Laboratório de Hidráulica e Saneamento, em especial ao técnico Glauco, e aos colaboradores do DAE Elieni e Rafael, pelo apoio na realização das análises e todos os ensinamentos de laboratório.

Á todos do laboratório e do grupo de pesquisa do LATARE (Laboratório de Tratamento e Reuso de Água e Efluentes) em especial ao Pedro, pelo auxílio nas análises de imagens e a Lais por toda colaboração na escrita do artigo.

Á todos os meus colegas do grupo de pesquisa, em especial ao Hugo por sempre me auxiliar com as coletas e por sempre estar disposto a me ajudar.

Á s alunas de iniciação científica, Ana Beatriz e Isabel, por toda a contribuição com as análises e pela companhia em Bauru.

Á família que construí em Bauru, em especial a Ana Clara, Beatriz, Gabriela, Gabrielly, Isabelle e Roberta, por todo o apoio durante o desenvolvimento da minha pesquisa, vocês tornaram meus dias em Bauru muito mais fáceis.

Aos meus Sogros, Edson e Vanderli, por me acolher em sua casa em Bauru.

Á minha mãe Valdirene, meu pai João, ao Rodrigo e a Deus, por serem minha fonte infinita de suporte ao longo dessa jornada.

Enfim, a todos que contribuíram de alguma forma para o desenvolvimento da minha pesquisa, o meu muito obrigada!

Resumo

Coagulantes a base de tanino, tal como o Tanfloc, apresentam potencial para separar biomassa de microalgas cultivadas em estações de tratamento de esgoto. O uso do coagulante auxilia em atingir o conceito de economia circular através do reaproveitamento dos nutrientes para produção de uma biomassa e sobrenadante com baixa toxicidade. Neste contexto o objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho do Tanfloc SG como coagulante para separação de microalgas nativas cultivadas em esgoto doméstico digerido, comparando o seu desempenho com o sulfato de alumínio. Análises clássicas de eficiência de remoção foram utilizadas em conjunto com análise do tamanho das partículas e com índice de floculação para avaliar o desempenho do coagulante, a influência do valor do pH, o tamanho dos flocos, a resistência e capacidade de recuperação comparados ao sulfato de alumínio. Os estudos indicaram que o Tanfloc atingiu eficiências de remoção de cor, turbidez e densidade ótica maiores que 90% com apenas 5 minutos de sedimentação. A dosagem ótima para separação foi 100 mg.L⁻¹ para o Tanfloc e 75 mg.L⁻¹ para o sulfato de alumínio. O Tanfloc foi capaz de separar a biomassa sem alterar o pH do meio, também foi capaz de apresentar remoção satisfatórias de todos os parâmetros analisados em valores de pH 5,0, 7,0 e 8,5 e além do mais, produziu flocos mais fortes capazes de resistir a variações bruscas no gradiente de velocidade. Ambos coagulantes produziram uma biomassa rica em macronutrientes, apresentando uma relação C:N:P de 240:32,5:1 para o Tanfloc e de 154:20:1 para o sulfato de alumínio, podendo ser utilizada como biofertilizante e sobrenadante com baixa DQO, Turbidez, SST e *E. coli* que pode ser reutilizado para irrigação.

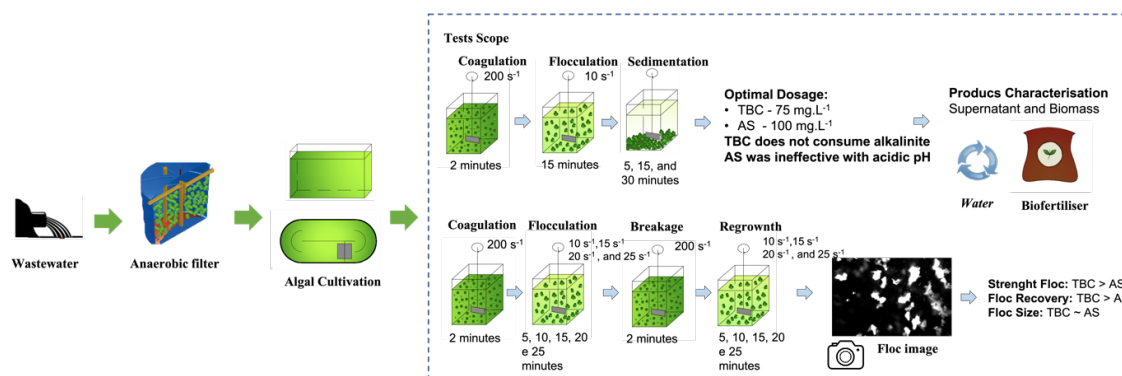
Palavras-Chave: Engenharia Ambiental, Separação de Microalgas, Tanfloc, Resistência do Floco, Biofertilizante

Abstract

Tannin-based coagulants, such as Tanfloc, have the potential to be used to harvest microalgae cultivated at wastewater treatment plants. Their use would address the circular economy associated with the production of low-toxicity biomass and supernatant. Studies in this field are still scarce, and substantial gaps exist in the definitions of the flocculation process parameters. In this context, the objective of this work was to evaluate TBC performance as a natural coagulant for harvesting microalgae biomass grown in sanitary effluent digested in an up flow biofilter, as well establishing a path to enable recovery and reuse of wastewater nutrients. Classical removal techniques combined with image analysis and light scattering-based equipment were used to evaluate the coagulant performance, floc strength, and floc recovery compared to aluminum sulfate (AS). The results showed that TBC was able to efficiently harvest algal biomass from the effluent, achieving color, turbidity, and optical density (OD) removal efficiencies greater than 90% with only 5 minutes of sedimentation. The optimal harvesting dosage was 100 mg.L^{-1} for TBC and 75 mg.L^{-1} for AS. TBC presented the advantage of harvesting biomass without changing the pH of the medium and was also able to present satisfactory removal of the analyzed parameters (color, turbidity and OD) at pH values of 5.0, 7.0, and 8.5. In addition, TBC produced stronger flocs than AS, showing a better ability to resist breakage upon sudden shear rate variations. Tanfloc and aluminum sulfate produced a macronutrient-rich biomass with a C:N:P ratio of 240:32,5:1 and 154:20:1 respectively, and a supernatant with low COD, Turbidity, TSS, e *E. Coli.* that can be used for unrestricted irrigation.

Keywords: Environmental Engineering, Microalgae Harvesting, Tanfloc, Strength Factor, Biofertilizer

Graphical Abstract



Índice de Figuras

Figura 1 – Lagoa de Cultivo de Alta taxa.....	10
Figura 2 – Cultivo de Microalgas em Foto biorreator.....	10
Figura 3 – Modelo da dupla camada.	15
Figura 4 – Taninos hidrolisáveis. a) Galotanino b) Elagitanino	18
Figura 5 – Estrutura do Tanino condensável.....	19
Figura 6 – Reação de Mannich	20
Figura 7 – Estrutura polimérica do Tanfloc.....	20
Figura 8 – Fluxograma da Metodologia	29
Figura 9 – Etapa 1	31
Figura 10 – Etapa 2.	32
Figura 11 - Etapa 3.	35
Figura 12 – ER _C para Tanfloc (a) e Sulfato de Alumínio (b).	40
.....	40
Figura 13 – ER _T para Tanfloc (a) e Sulfato de Alumínio(b)	41
Figura 14 – ER _{DO540} para Tanfloc (a) e sulfato de alumínio (b), da DO ₆₈₂ para Tanfloc (c) e sulfato de alumínio(d) e da DO ₇₅₀ para Tanfloc (e) e sulfato de alumínio(f)	43
Figura 15 – Comportamento do Valor pH Após a Coagulação/Floculação seguida de Sedimentação para a) Tanfloc SG e b) Sulfato de Alumínio	44
Figura 16 – Interferência do pH na ER _C a) Tanfloc-5 minutos de sedimentação b) Sulfato de alumínio- 5 minutos de sedimentação c) Tanfloc - 15 minutos de sedimentação d) Sulfato de alumínio- 15 minutos de sedimentação e)Tanfloc - 30 minutos de sedimentação f) Sulfato de alumínio- 30 minutos de sedimentação.....	46
Figura 17 – Interferência do pH na ER _T a) Tanfloc-5 minutos de sedimentação b) Sulfato de alumínio- 5 minutos de sedimentação c) Tanfloc - 15 minutos de sedimentação d) Sulfato de alumínio- 15 minutos de sedimentação e) Tanfloc - 30 minutos de sedimentação f) Sulfato de alumínio- 30 minutos de sedimentação.....	48

Figura 18 – Interferência do pH na ER _{DO} 750 a) Tanfloc-5 minutos de sedimentação b) Sulfato de alumínio- 5 minutos de sedimentação c) Tanfloc - 15 minutos de sedimentação d) Sulfato de alumínio- 15 minutos de sedimentação e) Tanfloc - 30 minutos de sedimentação f) Sulfato de alumínio - 30 minutos de sedimentação.....	49
.....	49
Figura 19 – Diâmetro Máximo Obtidos com 10, 15, 20 e 25 s ⁻¹ com a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio antes da Quebra	51
Figura 20 – Diâmetro Máximo Obtidos com 10, 15, 20 e 25 s ⁻¹ com Tanfloc e Sulfato de Alumínio depois da Quebra	53
Figura 21 – Diâmetro Máximo Obtidos com 10, 15, 20 e 25 s ⁻¹ com a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio Durante o Ensaio da Etapa 3, as barras indicam um intervalo de confiança de 95%	54
Figura 22 – Índice de Flocação Obtidos com 10, 15, 20 e 25 s ⁻¹ com a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio Durante o Ensaio da Etapa 3 e sinal normalizado para c) Tanfloc e d) Sulfato de alumínio	55
Figura 23 – TESTE DE JARROS a) Tanfloc b) Sulfato de Alumínio	80
Figura 24 – Interferência do pH na ER _{DO} 540 a)Tanfloc-5 minutos de sedimentação b) Al(SO ₄) ₃ - 5 minutos de sedimentação c)Tanfloc - 15 minutos de sedimentação d)Sulfato de Alumínio - 15 minutos de sedimentação e)Tanfloc - 30 minutos de sedimentação f) Al(SO ₄) ₃ - 30 minutos de sedimentação	90
Figura 25 – Interferência do pH na ER _{DO} 682 a)Tanfloc-5 minutos de sedimentação b) Sulfato de alumínio- 5 minutos de sedimentação c)Tanfloc - 15 minutos de sedimentação d) Sulfato de alumínio- 15 minutos de sedimentação e)Tanfloc - 30 minutos de sedimentação f) Sulfato de alumínio- 30 minutos de sedimentação	91
.....	91
Figura 26 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 5 minutos de flocação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio	98
Figura 27 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 10 minutos de flocação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio	98

Figura 28 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 15 minutos de floculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio	98
Figura 29 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 20 minutos de floculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio	99
Figura 30 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 25 minutos de floculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio	100
Figura 31 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas após quebra para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio	100
Figura 32 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 5 minutos de refloculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio	101
Figura 33 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 10 minutos de refloculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio	101
Figura 34 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 15 minutos de refloculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio	102
Figura 35 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 20 minutos de refloculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio	102
Figura 36 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 25 minutos de refloculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio	103
Figura 37. Caracterização do tamanho dos flocos (2 Bits). 1 exemplo (de 100 imagens tiradas para cada coagulante e tempo) Imagens obtidas com o gradiente de velocidade de $15s^{-1}$. a) Tanfloc com 5 minutos de floculação; b) Sulfato de alumínio com 5 minutos de floculação; c) Tanfloc com 10 minutos de floculação; d) Sulfato de alumínio com 10 minutos de floculação; e) Tanfloc com 15 minutos de floculação; f) Sulfato de alumínio com 15 minutos de floculação; g) Tanfloc com 20 minutos de floculação; h) Sulfato de alumínio com 20 minutos de floculação; i) Tanfloc com 25 minutos de floculação; j) Sulfato de alumínio com 25 minutos de floculação; k) Tanfloc quebra; l) Sulfato de alumínio quebra; m) Tanfloc com 5 minutos de refloculação; n) Sulfato de alumínio com 5 minutos de refloculação; o) Tanfloc com 10 minutos de refloculação; p) Sulfato de alumínio com 10 minutos de refloculação; q) Tanfloc com 15 minutos de refloculação; r)	

Sulfato de alumínio com 15 minutos de refloculação; s) Tanfloc com 20 minutos de refloculação; t) Sulfato de alumínio com 20 minutos de refloculação; u) Tanfloc com 25 minutos de refloculação; v) Sulfato de alumínio com 25 minutos 105

Índice de Tabelas

Tabela 1 – Níveis de abastecimento de água, coleta de esgoto e tratamento de efluentes dos participantes do SNIS de 2019 por região	5
Tabela 2 – Composição do Esgoto Bruto, do efluente de UASB e do efluente de lagoa de maturação	6
Tabela 3 – Composição de diversas microalgas.	9
Tabela 4 – Métodos separação de microalgas e suas vantagens e desvantagens.....	13
Tabela 5 – Especificações Técnicas lagoa raceway e FBR	27
Tabela 6 – Métodos e equipamentos utilizados para caracterização dos efluentes	28
Tabela 7 – Parâmetros analisados e métodos utilizados para avaliação da biomassa de Tanfloc e sulfato de alumínio.....	36
Tabela 8 – Parâmetros analisados, métodos e equipamentos utilizados para avaliação do sobrenadante de Tanfloc e sulfato de alumínio.....	37
Tabela 9 – Características dos Efluentes Utilizados nas Etapas 1, 2, 3 e 4	38
Tabela 10 – Fator Força e Fator Recuperação Obtidos com os Gradientes de Velocidade 10, 15, 20 e 25 s ⁻¹ com Tanfloc e Sulfato de Alumínio	57
Tabela 11 – Comparação do Sobrenadante de Sulfato de Alumínio e Tanfloc com Legislações Sobre Reuso de Efluentes	59
Tabela 12 – Macronutrientes e elementos traços da biomassa obtida com Tanfloc (BT), biomassa obtida com sulfato de alumínio (BSA), biomassa obtida com moringa (BCM), biomassa de <i>Chlorella</i> sp. (BC), biomassa de <i>Scenedesmus</i> sp. (BS) e biomassa de consórcio de microalgas (ATS)	62
Tabela 13 – Especificações Biofertilizantes Classe D em comparação com BT e BSA	65
Tabela 14 – Turbidez Remanescente, Cor Remanescentes, e Densidade Óticas Remanescentes do Teste de Dosagens de Tanfloc.....	81
Tabela 15 – Turbidez Remanescente, Cor Remanescentes, e Densidade Óticas Remanescentes do Teste de Dosagens de Sulfato de Alumínio.	82

Tabela 16 – Valor de Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de cor, turbidez e DO (540,682 E 750 nm) entra as dosagens de Tanfloc.....	83
Tabela 17 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de cor entre os tempos de sedimentação com as dosagens de Tanfloc	84
Tabela 18 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de Turbidez entre os tempos de sedimentação com as dosagens de Tanfloc	85
Tabela 19 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de DO 540 entre os tempos de sedimentação com as dosagens de Tanfloc	85
Tabela 20 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de DO 682 entre os tempos de sedimentação com as dosagens de Tanfloc	85
Tabela 21 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de DO 750 entre os tempos de sedimentação com as dosagens de Tanfloc	86
Tabela 22 – Valor de Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de cor, turbidez e DO (540,682 E 750 nm) entra as dosagens de sulfato de alumínio	86
Tabela 23 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de cor entre os tempos de sedimentação com as dosagens de sulfato de alumínio	87
Tabela 24 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de turbidez entre os tempos de sedimentação com as dosagens de sulfato de alumínio	87
Tabela 25 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de DO 540 entre os tempos de sedimentação com as dosagens de sulfato de alumínio	88
Tabela 26 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de DO 682 entre os tempos de sedimentação com as dosagens de sulfato de alumínio	88
Tabela 27 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de DO 682 entre os tempos de sedimentação com as dosagens de sulfato de alumínio	88
Tabela 28 – Valor de P, TTEST unicaudal, comparação do pH com as dosagens de Tanfloc	89
Tabela 29 – Valor de P, TTEST unicaudal, comparação do pH com as dosagens de sulfato de alumínio	89

Tabela 30 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de Cor com Tanfloc	92
Tabela 31 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de Turbidez com Tanfloc	92
Tabela 32 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de DO 540 com Tanfloc	93
Tabela 33 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de DO 682 com Tanfloc	93
Tabela 34 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de DO 750 com Tanfloc	94
Tabela 35 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de Cor com sulfato de alumínio	94
Tabela 36 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de Turbidez com sulfato de alumínio.....	95
Tabela 37 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de DO540 com sulfato de alumínio.....	95
Tabela 38 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de DO 682 com sulfato de alumínio.....	96
Tabela 39 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de DO 750 com sulfato de alumínio.....	96
Tabela 40 – Eficiência de remoção de Turbidez, Cor e DO (540,682 E 750) com 75 mg.L ⁻¹ de Tanfloc para efluente diluído e puro.	97
Tabela 41 – Eficiência de remoção de Turbidez, Cor e DO (540,682 E 750) com 75 mg.L ⁻¹ de sulfato de alumínio para efluente diluído e puro.	97
Tabela 42 – Valor D _{máx} médio para Tanfloc.	104
Tabela 43 – Valor D _{máx} médio para Sulfato de alumínio.	104
Tabela 44 - $\Delta D_{máx}$ (µm) Obtido para o Tanfloc	104
Tabela 45 - $\Delta D_{máx}$ (µm) Obtido para o Sulfato de Alumínio	105

Tabela 46 – Valor de P TTEST Bicaudal entre Dmax obtido com os gradientes de velocidade para Tanfloc.....	110
Tabela 47 – Valor de P TTEST Bicaudal entre Dmax obtido com os gradientes de velocidade para sulfato de alumínio	110
Tabela 48 – Valor de P TTEST Bicaudal entre Dmax obtido com Tanfloc e sulfato de alumínio	111
Tabela 49 – Valor de P TTEST Bicaudal entre os tempos de floculação para Tanfloc. ...	112
Fonte: Própria autora.	112
Tabela 50 – Valor de P TTEST Bicaudal entre os tempos de floculação para sulfato de alumínio.	112
Fonte: Própria autora.	112
Tabela 51 – Composição de Fertilizantes Orgânicos	114
Tabela 52 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de DO 750 com sulfato de alumínio.....	116
Tabela 53 – Valor de P TTEST Bicaudal para comparação de pH, SST, Cor, Turbidez e DO (540, 682 e 750) entre os efluentes de estudo.	117

Lista De Siglas e Abreviaturas

Δd	– Variação do Diâmetro
β	- medida da quantidade relativa de partículas em cada faixa de tamanho
(β_{ort})	- Taxa de colisão ortocinética
$[H^+]$	– Cátion de hidrogênio
A	- coeficiente de densidade
$Al_2(SO_4)_3$	– Sulfato de alumínio
AOM	– Matéria Orgânica
CAPES	– Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior
CO_2	– Dióxido de carbono
CONAMA	– Conselho Nacional do Meio Ambiente
C_I	– Cor Aparente Inicial
C_F	– Cor Aparente Final
d	– Diâmetro
$d(d_p)$	- fração incremental no tamanho das partículas
DAE	– Departamento de Água e Esgoto de Bauru
DBO	– Demanda Bioquímica de Oxigênio
DLVO	– Derjaguin, Landau, Verwey e Overbeek
dN	- concentração do número de partículas
du/dy	- Gradiente de velocidade do fluido
DO	– Densidade óptica
DO_{540}	– Densidade ótica em 540 nm
DO_{680}	- Densidade ótica em 680 nm
DO_{750}	- Densidade ótica em 750 nm
DO_F	- Densidade Ótica Final
DO_I	- Densidade Ótica Inicial
DQO	– Demanda Química de Oxigênio
DTP	- distribuição de tamanho de partículas
du/dy	- Gradiente de velocidade do fluido
ER	– Eficiência de Remoção
ETE	– Estação de Tratamento de Esgoto
ER_C	- Eficiência de Recuperação em relação a cor aparente
ER_{DO}	- Eficiência de Remoção de DO

ER_T - Eficiência de Remoção de Turbidez
 $F(d_p)$ - distribuição da frequência do número de partículas
FAFA - Filtro Anaeróbio de Fluxo Ascendente
FAPESP – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo
FBR – Fotobiorreator *Flat panel*
FEB – Faculdade de Engenharia de Bauru
 FI - *flocculation index*
G1 – Gradiente de Velocidade Mistura Lenta
Gr – Gradiente de Velocidade de Mistura Rápida
Gt – Numero de camp
IPP - Image-Pro-Plus®
K – Potássio
 K_A - constante cinética de agregação
 K_B - constante cinética de ruptura
Mg – Magnésio
mg.L⁻¹ – Miligrama por litro
MS – Ministério da Saúde
N – Nitrogênio
NaOH – Hidróxido de sódio
nm – Nanômetro
NPK – Macronutrientes
P - Fósforo
PDA - *Photometric Dispersion Analyser*
pH – Potencial Hidrogeniônico
RC – Resolução Conjunta
RF – Fator Recuperação
SF – Fator Força
SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SST – Sólido em Suspensão Total
SES - Secretária Estadual do Estado de São Paulo
SMA – Secretária de Meio Ambiente
t – tempo
 T_I - Turbidez Inicial

TML – Tempo de Mistura Lenta

TMR – Tempo de Mistura Rápida

T_F - Turbidez Final

UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

uC – Unidade Cor

UNESP – Universidade Estadual “Júlio Mesquita Filho”

UNT – Unidade nefelométrica de Turbidez

Sumário

1	INTRODUÇÃO.....	1
2	OBJETIVOS	4
2.1	OBJETIVO GERAL	4
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1	ESGOTO SANITÁRIO NO BRASIL.....	5
3.2	MICROALGAS	8
3.2.1	Composição Química das Microalgas	8
3.2.1.1	Biomassa de Microalgas como Fertilizante	9
3.2.2	Cultivo de Microalgas	10
3.3	MÉTODOS PARA SEPARAÇÃO DE MICROALGAS	12
3.3.1	COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO e SEDIMENTAÇÃO	14
3.3.1.1	Coagulação	14
3.3.1.1.1	Sulfato de Alumínio	17
3.3.1.1.2	COAGULANTES NATURAIS	17
3.3.1.2	Floculação.....	21
3.3.1.3	SEDIMENTAÇÃO	25
4	MATERIAIS E MÉTODOS	27
4.1	Efluente de Estudo	27
4.1.1	Caracterização do Efluente de Estudo.....	28
4.2	Reagentes utilizados na separação	29
4.3	Procedimento experimental.....	29
4.3.1	ETAPA 1 – Ensaios de coagulação/floculação seguidos de sedimentação	30
4.3.1.1	Definição dos Parâmetros	30
4.3.1.2	Eficiência de Remoção (ER)	30
4.3.2	ETAPA 2 – Interferência do valor do pH na ER da biomassa	32
4.3.2.1	Definição de Parâmetros	32
4.3.3	ETAPA 3 – Interferência do Gradiente de Velocidade e Força dos Agregados	33
4.3.3.1	Definição de Parâmetros	33
4.3.3.2	Aquisição de Imagens.....	33
4.3.3.3	Tamanho do agregado.....	33
	Photometric Dispersion Analyser (PDA).....	34

Fator Força (SF)	34
Fator Recuperação (RF)	34
4.3.4 ETAPA 4 – Análise da Biomassa e do Sobrenadante.....	35
4.3.4.1 Biomassas	36
4.3.4.2 Sobrenadante etapa 4	36
4.4 Análise Estatística	37
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
5.1 Caracterização do Efluente	38
5.2 Ensaio de Coagulação/Floculação Seguidas de Sedimentação.....	39
5.2.1 Eficiência de Remoção	39
5.2.2 Comportamento do pH	44
5.3 Interferência do valor do pH na eficiência de remoção de cor, turbidez e DO	45
5.4 Efeito do Gradiente de Velocidade na Formação dos Flocos	51
5.4.1 Análise de Imagem	51
5.4.2 PDA	55
5.4.3 Efeito do gradiente de velocidade no Fator Força (SF) e no Fator Recuperação (RF)	57
5.5 Análise do Sobrenadante	58
5.6 Análise da Biomassa	61
6 CONCLUSÕES	66
7 RECOMENDAÇÕES	68
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69
8 APÊNDICES.....	80
APÊNDICE A – ETAPA 1: TESTE DE JARROS	80
APÊNDICE B – Etapa 1: Turbidez remanescente, cor remanescente e DO remanescentes	81
APÊNDICE C - ETAPA 1: TESTT	83
APÊNDICE D – ETAPA 2: INTERFERÊNCIO DO VALOR DO PH NA EFICIÊNCIDA DE REMOÇÃO DO 540 E 682.....	90
APÊNDICE E – ETAPA 2: TTEST.....	92
APÊNDICE F – ETAPA 3 – Teste de dosagem e diluição	97

APÊNDICE G – ETAPA 3 – Frequência de Distribuição do Tamanho de Partículas	98
APÊNDICE H – ETAPA 3: Média de $D_{máx}$, $\Delta D_{máx}$ E Exemplo de Imagens	104
APÊNDICE I – ETAPA 3: TTTEST	110
APÊNDICE J – ETAPA 4: Tabela Fertilizantes Orgânicos	114
APÊNDICE K – ETAPA 4 – TTEST	116
APÊNDICE L – TTEST COMPARAÇÃO DOS EFLUENTES DE ESTUDO	117
APÊNDICE M – <i>TITLE PAGE</i> ARTIGO ¹	118

1 INTRODUÇÃO

A demanda de água para o desenvolvimento das atividades humanas, tanto para processos industriais quanto para o consumo direto, tem se intensificado, aumentando a produção de esgoto sanitário (SATO et al., 2013).

O esgoto sanitário possui uma grande quantidade de matéria orgânica, cerca de 75% dos sólidos (METCALF & EDDY, 1991). A carga orgânica do esgoto demanda uma grande quantidade de oxigênio para ser estabilizada gerando degradação ambiental. Afim de manter a integridade dos corpos hídricos a legislação brasileira determina uma carga máxima de 120 mg.L⁻¹ de DBO para o lançamento direto e indireto de efluentes (CONAMA, 2011). Visando satisfazer as condições legais, os tratamentos convencionais de esgoto têm como principal função mineralizar a matéria orgânica sendo pouco eficientes na remoção de nitrogênio e fósforo.

Os macronutrientes que compõem o esgoto, quando despejados em cursos d'água, estimulam o crescimento e multiplicação de algas e vegetais, causando o fenômeno de eutrofização, que pode gerar altos índices de toxidade e mortandade dos peixes (GEORGE TCHOBANOGLOUS, FRANKLIN L. BURTONM, 1991; SPERLING, 2008). Não se deve apenas eliminar os macronutrientes presentes no esgoto, pois o nitrogênio e o fósforo são recursos valiosos que devem ser recuperados e utilizados para suprir a demanda desses nutrientes nas mais diversas áreas (SILVA et al., 2019).

Uma ótima alternativa para recuperação dos nutrientes presentes no esgoto, diminuindo os impactos gerados nos cursos d'água com o seu despejo, é utilizar o esgoto mineralizado para cultivo de microalgas (SILVA et al., 2019). As microalgas podem ser cultivadas em áreas desérticas e até mesmo degradadas, com menor uso de água, possuindo um alto rendimento de biomassa por unidade de área (VIÊGAS, 2010). Pode-se citar como fatores limitantes para a produção de microalgas: o gás carbônico, os macronutrientes (NPK), a luz, a temperatura e o pH. Os valores ótimos de cada parâmetro dependem do gênero e da espécie da microalga.

Vários compostos podem ser extraídos da biomassa de microalgas, tais como gorduras, ácidos graxos, poli insaturados, óleos, corantes naturais, açúcares, pigmentos, antioxidantes. A diversidade de compostos possibilita o seu uso em diversas áreas como produção de biocombustíveis, cosméticos, produtos farmacêuticos, aditivos alimentares, aquicultura e agricultura (CERSKI, 2017).

Todavia, ainda que o cultivo de microalgas represente uma alternativa para o problema apresentado, separar a biomassa da microalga do seu meio de cultivo é um processo dispendioso

e pode representar de 20 a 30% do custo total de produção da biomassa (LIU; SONG; QIU, 2017). Podem ser empregados diversos métodos para a separação e eles podem ser físicos, químicos e biológicos (BARROS et al., 2015; UDUMAN et al., 2010; GRIMA et al., 2003). Um método ideal deve garantir a separação para diversas espécies, promovendo uma biomassa com alta concentração e permitir o reaproveitamento tanto da biomassa quanto do meio de cultivo (DANQUAH et al., 2009). Os métodos mais utilizados são: centrifugação, filtração, flotação, bio/auto flocculação, eletrocoagulação/eletro flocculação e coagulação/flocculação seguidas de sedimentação (BARROS et al., 2015; GRIMA et al., 2003).

Quando se tem interesse em um método com baixo custo, baixa demanda energética, fácil operação e aplicável em larga escala para quase todas as espécies, o método mais utilizado é a coagulação-flocculação seguida de sedimentação gravitacional (UDUMAN et al., 2010). O coagulante deve ser escolhido em função da solução (pH, concentração e salinidade) e da espécie da microalga (carga superficial da partícula) (PAPAZI; MAKRIDIS; DIVANACH, 2010). O uso de coagulantes químicos é mais difundido e tem um custo inicial inferior, no entanto, podem causar dano a estrutura celular, contaminar a biomassa e o meio de cultivo podendo reduzir a utilidade de ambos (SINGH; PATIDAR, 2018).

Os coagulantes naturais podem ser uma ótima alternativa para separação de microalgas, isto porque são compostos biodegradáveis, com baixa toxicidade, geram uma menor quantidade de lodo, não contaminam a biomassa com metais e garantem o uso seguro do efluente sobrenadante gerado (BONGIOVANI et al., 2010a; FUAD et al., 2018). Os taninos são polieletrólitos naturais oriundos do metabolismo secundário de plantas superiores, quando em contato com os colóides neutralizam as cargas e formam pontes entre eles fazendo com que os flocos ganhem tamanho suficiente para sedimentar (MANGRICH et al., 2014).

No Brasil, a empresa TANAC produz coagulantes a base de tanino denominados Tanfloc, essencialmente de origem vegetal extraído da acácia negra, com baixo peso molecular e atuantes em valores de pH de 4,5 a 8,0. A empresa indica o Tanfloc SG para tratamento de efluentes (TANAC). Os derivados de tanino têm sido utilizados como coagulante para tratamento de água e esgoto. Todavia seu uso ainda é pouco difundido em comparação com os coagulantes químicos.

Estudos sobre a aplicação de coagulantes a base de tanino têm mostrado alta eficiência de remoções em diversas aplicações. O coagulante a base de tanino é capaz de remover contaminantes de águas residuais, com alta remoção de cor e turbidez (ARISMENDI et al., 2018); para recuperar biomassa de microalgas de água doce em uma ampla faixa de pH (Yang et al., 2021); separar microalgas marinhas, com eficiência maior que a obtida com o sulfato de

alumínio, em valores de pH ácidos (FUAD et al., 2018); separar microalgas crescidas em efluente suíno (MEZZARI et al., 2014; ROSELET; BURKERT; ABREU, 2016); e para separar culturas de microalgas puras crescida em esgoto doméstico (NIEMI; GENTILI, 2021). Embora a literatura apresente os coagulantes a base de Tanfloc com um bom potencial para separação de microalgas, nenhum estudo anterior investigou o efeito do coagulante no tamanho, resistência e recuperação dos flocos. O entendimento desses parâmetros é importante para aplicações em larga escala, uma vez que flocos de microalgas devem apresentar resistência às variações do gradiente médio de velocidade no ambiente hidráulico. Nesse contexto, o objetivo da pesquisa foi avaliar o desempenho do Tanfloc SG como coagulante para separação de microalgas nativas cultivada em esgoto doméstico anaerobiamente digerido em comparação ao sulfato de alumínio.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho do Tanfloc SG como coagulante para separação de microalgas nativas cultivadas em esgoto doméstico digerido anaerobiamente para comparar seu desempenho com o coagulante sulfato de alumínio.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar a concentração ótima sulfato de alumínio e do Tanfloc;
2. Avaliar o desempenho do sulfato de alumínio e do Tanfloc em pH ácido, neutro e alcalino e verificar se ambos são efetivos para estas condições;
3. Comparar o desempenho dos coagulantes em função da eficiência de remoção de cor, turbidez e DO;
4. Avaliar e comparar os flocos formados em função do tamanho do agregado e resistência do floco;
5. Avaliar a biomassa e o sobrenadante obtidos com a separação utilizando o Tanfloc e o sulfato de alumínio.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 ESGOTO SANITÁRIO NO BRASIL

A demanda de água para o desenvolvimento das atividades humanas, tanto para processos industriais quanto para o consumo direto, vem aumentando significativamente no Brasil como consequência a quantidade de esgotos aumenta e qualidade da água disponível (SATO et al., 2013).

Segundo Von Sperling (2008), a qualidade da água existente é função das condições naturais e do uso e ocupação do solo. Uma solução para a preservação da qualidade das águas é o tratamento dos efluentes gerados.

No Brasil uma grande parcela da população não tem acesso a rede coletora de esgoto e uma grande parte do esgoto gerado não é tratado. A situação da coleta e do tratamento de efluentes por região do Brasil em 2019 pode ser observada na Tabela 1.

Tabela 1 – Níveis de abastecimento de água, coleta de esgoto e tratamento de efluentes dos participantes do SNIS de 2019 por região

Região	Índice de atendimento com rede (%)				Índice de tratamento dos efluentes (%)	
	Água		Coleta de efluente		Efluente gerado	Efluente coletado
	Total	Urbano	Total	Urbano	Total	Total
Norte	57,5	70,4	12,3	15,8	22,0	82,8
Nordeste	73,9	88,2	28,3	36,7	33,7	82,7
Sudeste	91,1	95,9	79,5	83,7	55,5	73,4
Sul	90,5	98,7	46,3	53,1	47,0	94,6
Centro-oeste	89,7	97,7	57,7	63,6	56,8	93,2
Brasil	83,7	92,9	54,1	61,9	49,1	78,5

*Fonte: Adaptado SNIS 2019 p. 58 (BRASIL.; MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL.; SNS, 2019).

Na Tabela 1 pode ser observado que a percentagem de efluente tratado no Brasil não atinge 50% e que cerca de 25% do esgoto coletado não é tratado, sendo provavelmente descartado *in natura* nos corpos hídricos.

Segundo Tchobanoglous; Burton; Stensel (1991) o esgoto doméstico possui 99,9% de água e 0,1% de sólidos. Essa percentagem corresponde a soma dos sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos bem como microrganismos. A característica geral do

esgoto depende de variáveis como o clima, situação sócio econômica e os hábitos da população (METCALF & EDDY, 1991; VON SPERLING, 2007).

A matéria carbonácea presente no efluente doméstico é a causadora do principal problema de poluição dos corpos hídricos, visto que o consumo de oxigênio pelos microrganismos necessário para estabilizá-la gera condições de oxigênio crítico e até anaerobiose no curso d'água, provocando mortandade da biota (METCALF & EDDY, 1991; SPERLING, 2008). Por esse motivo a Resolução do CONAMA nº 430 (2011), que estabelece parâmetros para lançamento de efluentes, determina que DBO não deve ultrapassar 120 mg.L⁻¹ ou 60% da DBO inicial.

Afim de atender a legislação os projetistas das estações de tratamento de esgoto adotam sistemas para remoção de matéria orgânica, como por exemplo a união de processos que tem como principal componentes os reatores UASB e sistemas de lodos ativados. Esses sistemas convencionais são ótimos para remoção de matéria orgânica, mas pouco eficientes na remoção de nutrientes e patogênicos. Lagoas de maturação são utilizadas em conjunto com os sistemas convencionais para melhorar a qualidade do esgoto, porém também não são tão eficientes na remoção de nitrogênio e fósforo (METCALF & EDDY, 1991; VON SPERLING, 1996). Na Tabela 02 pode ser observado alguns parâmetros para esgoto bruto, esgoto de UASB e esgoto de lagoa de maturação.

Tabela 2 – Composição do Esgoto Bruto, do efluente de UASB e do efluente de lagoa de maturação

Parâmetro	Efluente		
	Bruto	UASB	Lagoa Maturação
DQO (mg.L ⁻¹)	500 - 800	150 -200	60 -120
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	200 - 350	50 -100	30 -50
SST (mg.L ⁻¹)	300 - 400	60 -120	40 -80
NTK (mgN/L)	35 - 50	30 - 45	10 - 40
FT (mgP/L)	6 - 10	6 - 10	5 - 8
Coliformes fecais (CF/100mL)	10 ⁷ - 10 ⁹	10 ⁶ - 10 ⁸	10 ² - 10 ⁴
Ovos de Helmintos (N/L)	10 - 200	5 - 50	0
pH	7,0 - 8,0	6,8 - 7,2	7,5 - 9
Sólidos Sedimentáveis (mg.L ⁻¹)	10 - 20	1 - 2	0,1

*DQO: Demanda química de oxigênio/ DBO: Demanda bioquímica de oxigênio/ SST: Sólidos suspensos totais/ NTK: Nitrogênio Kjeldahl/ P: Fósforo total.

**Fonte: Adaptado de Cavalcanti et. al., 2001.

Por meio da Tabela 02, pode ser observado que tanto o UASB quanto a lagoa de maturação são incapazes de remover com eficiência o nitrogênio e o fósforo.

A falta do estabelecimento de limites nos padrões de lançamento do nitrogênio e fósforo faz com que não haja a preocupação de remover esses nutrientes, no entanto, esses macro nutrientes quando despejados em cursos d'água estimulam a proliferação de algas e outros vegetais, que somado a outros fatores ambientais causam a eutrofização (VON SPERLING, 2007). A eutrofização reduz a qualidade da água, compromete os usos previstos, principalmente o abastecimento público e pode ocasionar efeitos nocivos para a biota, comprometendo a biodiversidade (TORRES, 2014).

Os atuais sistemas de saneamento são intrinsecamente limitados em relação aos desafios que surgem com a crescente demanda de restauração dos ciclos de recursos, já que estes não são focados no reciclo de nutrientes e água (POORTVLIET et al., 2018).

O fósforo é um elemento extremamente importante para a nutrição das plantas e amplamente utilizada na agricultura e por isso a exploração é intensa. Estima-se que em 100 anos as reservas de fósforo serão esgotadas. A recuperação do fósforo presente no esgoto doméstico é uma alternativa, visto que 22% da demanda mundial pode ser suprida com a recuperação (MIHELIC; FRY; SHAW, 2011; VAN VOORTHUIZEN et al., 2008). De acordo com Verstraete et al. (2009), a recuperação do nitrogênio presente no esgoto seria capaz de suprir 30% da demanda agrícola, desse modo, a reutilização e a recuperação do nitrogênio e fósforo, tornam-se indispensáveis no que tange aos aspectos socioambientais. Tendo em vista a escassez e o esgotamento de recursos, a recuperação, tanto de macro (N, P, K, S, Ca e Mg) quanto de micro nutrientes (B, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo, e Zn) a partir do esgoto sanitário, mostra-se como uma solução promissora.

Assim sendo, o uso do esgoto mineralizado para o cultivo de microalgas tem se mostrado uma boa alternativa para recuperar os nutrientes presentes no mesmo, diminuindo assim os impactos gerados nos cursos d'água com seu despejo. Aplicando o conceito de economia circular, em que se fecham os ciclos de reciclagem dos elementos, cujos recursos são finitos, e, por consequência, são necessários menos esforços para extraí-los (MO; ZHANG, 2013).

Alguns pesquisadores obtiveram resultados satisfatórios na recuperação dos nutrientes do esgoto através do cultivo de microalgas. Silva et. al. (2019) utilizaram em seu estudo água negra tratada em reator UASB, como meio de cultivo de *Chlorella Sorokiniana*. As microalgas foram cultivadas em fotobiorreatores tubulares, os resultados indicaram uma recuperação 100% do fósforo e 77% do nitrogênio quando os reatores foram operados em batelada.

3.2 MICROALGAS

As microalgas são seres que podem ser encontrados em diversos ambientes, porém são mais comuns nos ambientes aquáticos, tanto de água doce quanto de água salgada, as mais comumente. Algumas espécies tem a capacidade de habitar lugares adversos as outras formas de vida (WANG et al., 2008). Na cadeia alimentar desempenham geralmente o papel de produtores primários, utilizando energia solar e dióxido de carbono para a produção compostos orgânicos variados através do processo bioquímico denominado fotossíntese (BRENNAN; OWENDE, 2010). Além do gás carbônico as microalgas necessitam de outros nutrientes inorgânicos, principalmente nitrogênio e fósforo. A principal comunidade das microalgas são fitoplanctons, mas em alguns casos podem ser microfitobentônicas. As microalgas fitoplanctons são restritas de zonas eufóticas (MAGALHÃES, 2014).

A biomassa das microalgas fitoplanctônica não somam nem 1% na porcentagem de biomassa de fotossintéticos do planeta, no entanto, são responsáveis por mais de 48% da produção primária anual de oxigênio do planeta. Esses pequenos organismos desempenham um importante papel ambiental na produção de oxigênio (RAMIREZ, 2013).

3.2.1 *Composição Química das Microalgas*

Os principais componentes da biomassa de microalga são os carboidratos, as proteínas e os lipídeos, sendo que estes variam de acordo com a espécie da microalga. Algumas composições de microalgas podem ser observadas na Tabela 03.

Os carboidratos presentes nas microalgas são de alta digestibilidade total, podendo ser utilizados na indústria alimentícia, cosmética, têxtil e diversas outras áreas (BRESSOLIN, 2013).

Os lipídeos encontrados nas microalgas possuem características físicas e químicas similares ao dos óleos vegetais, sendo que os ácidos graxos com cadeia de 14-20 carbonos podem ser utilizados para produção do biodiesel, enquanto aqueles com cadeias maiores são usados como suplementos alimentares (YEN et al., 2013).

Tabela 3 – Composição de diversas microalgas.

Espécie	Proteína (%)	Carboidratos (%)	Lipídios (%)
<i>Scenedesmus obliquus</i>	50-56	10-17	12-14
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	47	-	1,9
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	8-18	21-52	16-40
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	48	17	21
<i>Chlorella vulgaris</i>	51-58	12-17	14-22
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	57	26	2
<i>Spirogyra sp.</i>	6-20	33-64	11-21
<i>Dunaliella bioculata</i>	49	4	8
<i>Dunaliella salina</i>	57	32	6
<i>Euglena gracilis</i>	39-61	14-18	14-20
<i>Prymnesium parvum</i>	28-45	25-33	22-38
<i>Tetraselmis maculata</i>	52	15	3
<i>Porphyridium cruentum</i>	28-39	40-57	9-14
<i>Spirulina platensis</i>	46-63	8-14	4-9
<i>Spirulina máxima</i>	60-71	13-16	6-7
<i>Synechococcus sp.</i>	63	15	11
<i>Anabaena cylindrica</i>	43-56	25-30	4-7

Fonte: Adaptada de Torres 2014. - / não identificado

3.2.1.1 Biomassa de Microalgas como Fertilizante

A biomassa de microalgas, além dos lipídeos e carboidratos que constituem as células, possuem altos níveis de macronutrientes e micronutrientes, possibilitando seu uso como fertilizante (GARCIA-GONZALEZ; SOMMERFELD, 2016). Além de adicionar ao solo os nutrientes presentes em fertilizantes agrícolas (NPK), também adiciona micronutrientes tais como Mg e Zn, que previnem o empobrecimento do solo (SILVA et al., 2019).

Wuang et al. (2016) utilizaram em seu estudo microalga *Spirulina platensis* (*S. platensis*) para a recuperação de macro e micronutrientes em água residuária de aquicultura e concluíram que o fertilizante à base de *Spirulina* apresentou ótimo desempenho.

Silva et. al. (2019) estudaram o crescimento da microalga *Chlorella Sorokiniana* em fotobiorreator tubular, utilizaram água negra anaerobiamente digerida como meio de cultivo e concluíram que as composições de macronutrientes e elementos traços da biomassa seca são semelhantes aos fertilizantes orgânicos disponíveis comercialmente, indicando potencial do uso da biomassa como fertilizante.

3.2.2 Cultivo de Microalgas

Existem três mecanismos de cultivo de microalgas, o autotrófico, o heterotrófico e o mixotrófico. Para produção em larga escala o único mecanismo viável é o autotrófico (BRENNAN e OWEND, 2010).

Pode-se dividir o sistema de cultivo das microalgas em dois grupos: cultivo aberto (Figura 1) e cultivo fechado (Figura 2), sendo que o cultivo aberto pode ser realizado em ambientes naturais (lagos e lagoas) ou artificiais (lagoas construídas). O cultivo fechado consiste em um ambiente mais controlado denominado fotobiorreator (ANDERSON, 2005).

Figura 1 – Lagoa de Cultivo de Alta taxa



Fonte: Derner, 2017.

Figura 2 – Cultivo de Microalgas em Foto biorreator



Fonte: Bernie Jones, disponível em: <http://e4sv.org/10-surprising-renewable-off-grid-energy-sources/eccentric-energy-off-grid-communities/photobioreactor-pbr-4000-g-igv-biotech/>.

Os sistemas abertos simulam o habitat natural das microalgas, são geralmente rasos, em média 0,3 m de profundidade e na maioria das vezes possuem aparatos mecânicos para promover a aeração e agitação do cultivo (CHISTI, 2007b). Esses sistemas são pouco sofisticados, desenvolvidos sob condições normais de temperatura e iluminação, com praticamente nenhum controle sobre os fatores ambientais. Esses sistemas apresentam como desvantagens o risco de contaminação, perdas por evaporação, difusão de CO₂ e a necessidade de grandes áreas (TOMAZELLA, 2011).

Os sistemas fechados são desenvolvidos em equipamentos específicos, os fotobiorreatores, estes são fabricados em tubos de plástico, vidro ou policarbonato. Os principais tipos de fotobiorreatores são:

- *Tubulares*: Conjunto de tubos transparentes (Figura 2), apresentam normalmente diâmetro inferior a 0,1 m e comprimento de até 80m. A fonte de luz para esse modelo pode ser natural ou artificial. O fluxo nesse tipo de reator é turbulento para evitar sedimentação (CHISTI, 2007a).
- *Airlift*: Um vaso com uma divisão vertical, a primeira zona onde ocorre a descida do líquido chamada *downcomer* e uma zona de aspersão na qual o ar é injetado. O movimento é circular e promovido pela injeção do ar (KLEIN, 2015).
- *Flat panel*: Constituído de placas paralelas com pequena espessura entre elas, a agitação é feita com bolhas de ar ao longo do comprimento (KLEIN, 2015).

Com operação mais sofisticados que permitem o controle das condições de cultivo (pH, temperatura, iluminação, quantidade de nutrientes, etc.) os fotobiorreatores apresentam inúmeras vantagens quando comparados com os sistemas abertos, como: maior produtividade de biomassa por unidade de área, menor tempo de colheita, alta taxa de superfície/volume, menor risco de contaminação e maior eficiência (TORRES, 2014; TOMAZELLA, 2011).

Os fatores limitantes para o cultivo de microalgas são: temperatura, luz, pH, aeração e os nutrientes (BRENNAN e OWEND, 2010).

A temperatura deve ser próxima ao habitat natural da espécie coletada, sendo específica para cada gênero e espécie, no entanto, é comum adotar valores entre 18° e 20° C para várias espécies (BARSANTI; GUALTIERI, 2014). Para todas as espécies é importante que a temperatura mantenha-se constante.

A luz é um fator de extrema importância, já que as microalgas utilizam-na para realizar fotossíntese, uma alta iluminação na fase inicial de cultivo pode ocasionar foto-inibição e uma quantidade de luz insuficiente pode diminuir o rendimento de biomassa (DARVEHEI; BAHRI; MOHEIMANI, 2018).

O valor de pH ideal varia entre 7,0 e 9,0, tendo influência sobre a solubilidade de minerais e CO₂ no meio (BARSANTI e GUALTIERI, 2006).

De maneira geral os principais componentes para o crescimento das microalgas são o carbono, o nitrogênio e o fosforo (KLEIN, 2015).

As microalgas mais comumente utilizadas para o tratamento de efluentes geralmente apresentam tamanhos menores que 30 µm (TIRON et al., 2017), o tamanho reduzido, a densidade próxima da água e a existência de carga negativa dificultam e encarecem o processo de separação da microalga do seu meio de cultivo.

3.3 MÉTODOS PARA SEPARAÇÃO DE MICROALGAS

A biomassa de microalgas deve ser separada da solução aquosa utilizada para seu crescimento, e para isto podem ser utilizados diversos métodos de separação sólido-líquido. O método mais adequado deve ser escolhido em função do tipo de microalga, densidade celular, tamanho das células, potencial zeta, limite de compostos misturados e dano celular, bem como as características desejadas tanto para a biomassa quanto para o efluente (BARROS et Al., 2013; PATIDAR et Al., 2018).

Os métodos empregados para a separação sólido-líquido podem ser operações unitárias (físicas), processos unitários (físico-químico) e biológicos ou uma combinação (GRIMA et Al., 2003). Para ser considerado ideal o método deve garantir a separação efetiva para a maior parte das espécies de microalgas, com alta concentração da biomassa e ainda possuir baixo custo de operação, baixa quantidade de energia requerida e de fácil manutenção (DANQUAH et. Al, 2009). Pode ser empregado um único método ou dois métodos em conjunto, sendo neste caso empregado um método para o espessamento a uma biomassa com concentração de 2 a 7% de sólidos em suspensão totais e o segundo para remoção de água tendo como resultado a formação de uma torta com 15 a 25% de sólidos em suspensão totais (DANQUAH et al., 2009; YEN et al., 2013). A recuperação da biomassa pode ser utilizada para indicar a eficiência do método, e a concentração da suspensão final e inicial pode ser mensurada com a determinação da clorofila, contagem de células, absorvância (densidade ótica), peso seco, entre outros (SINGH e PATIDAR, 2018).

Na Tabela 4 estão apresentados os principais métodos empregados e as vantagens e desvantagens mais relevantes para cada método.

Tabela 4 – Métodos separação de microalgas e suas vantagens e desvantagens

Método de Separação	Vantagens	Desvantagens
Coagulação e Floculação Química	Método simples e rápido	Pode haver contaminação da biomassa e do efluente limitando os seus possíveis usos
	Demanda energética baixa ou nula	Pode danificar a célula da biomassa limitando seu uso
Coagulação e Floculação com coagulante natural	Método simples e rápido	Pode acarretar custos maiores do que os coagulantes químicos
	Demanda energética baixa ou nula	Necessidade de mais estudos que comprovem a eficiência dos coagulantes
	Não adiciona contaminantes químicos na biomassa e no efluente	
Sedimentação gravitacional	Método simples e de baixo custo	Requer grande quantidade de tempo
	Não tem demanda energética	Biomassa com baixa concentração de sólidos
		Pode ocorrer deterioração da biomassa
Flotação	Pode ser aplicado em grande escala	Necessita de energia
	Método rápido	Ineficiente para espécies de algas marinhas
	Não requer grande quantidade de área	Operação mais difícil
		Maior custo de manutenção
Eletrocoagulação / Eletrofloculação	Aplicável a várias espécies de microalgas	Alto custo de implementação e operação
	Não requer coagulação química	Possível contaminação com metais
Filtração por membranas	Método simples	Alto custo de manutenção
	Alta recuperação	Alta demanda energética
	Funciona para espécies mais delicadas	
Centrifugação	Método rápido	Método caro
	Alta recuperação	Alta demanda energética
	Aplicável a uma grande quantidade de espécies	Possibilidade de rompimento celular

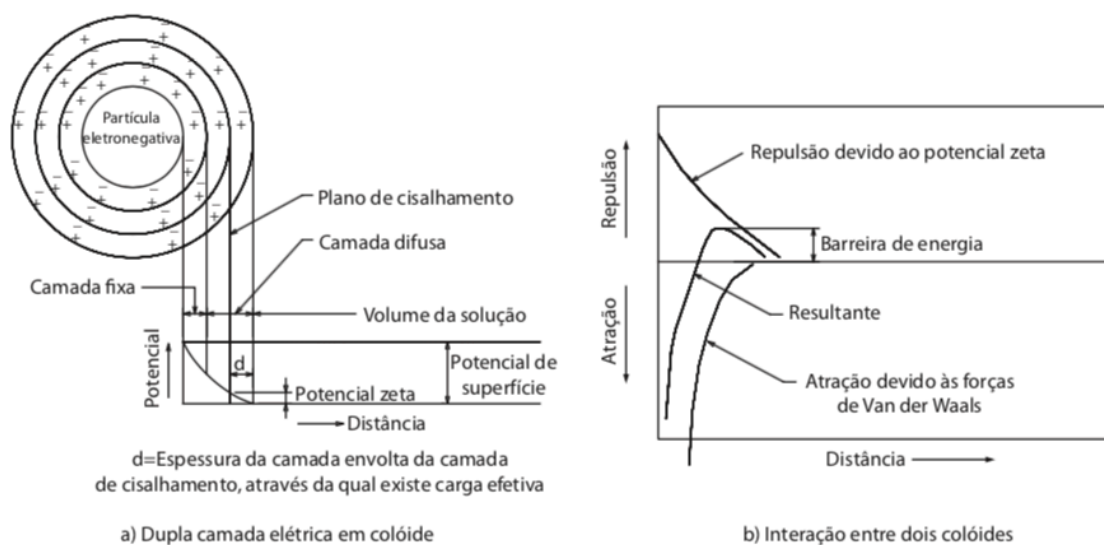
Fonte: Adaptado de Barros et al. (2015)

3.3.1 COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO e SEDIMENTAÇÃO

A Coagulação/Floculação é a principal escolha para separar microalgas quando se tem interesse em custos mais baixos e o volume para separação é muito alto. (UDUMAN et al., 2010). A coagulação/floculação é aplicável a diversas espécies, segundo Foubert et al. (2010) tem o poder de concentrar a solução de 20 a 100 vezes e pode ser utilizada com a sedimentação gravitacional para tornar o processo ainda mais vantajoso economicamente. A escolha do coagulante deve levar em consideração o valor de pH da solução, a concentração da solução, a carga superficial da partícula (PAPAZI; MAKRIDIS; DIVANACH, 2010). Apesar do baixo custo e facilidade de aplicação os coagulantes químicos podem causar dano a estrutura celular e inviabilizar o aproveitamento do efluente (SINGH e PATIDAR, 2018).

3.3.1.1 Coagulação

Boa parte dos sólidos presentes na água e no esgoto encontram-se na forma coloidal (0,0001 a 1 μm) ou supra coloidal (1 a 100 μm), essas substâncias possuem como característica a baixa velocidade de sedimentação e eles tendem a adquirir cargas negativas que pode ser decorrência de quatro fatores: à ionização dos grupos superficiais, adsorção de íons e ao déficit iônico no interior da estrutura do mineral. As cargas negativas, presentes na superfície dos colóides e na maioria das microalgas, faz com que haja um contrabalanceamento de cargas no sistema aquoso, as partículas de carga positiva são atraídas e adsorvidas formando uma superfície muito densa em cargas positivas denominadas camada de Stern, mesmo com adsorção dos cátions o balanço de carga continua negativo formando uma camada difusa até que o sistema atinja neutralidade, formando assim uma dupla camada ao redor do coloide. Na Figura 3 a) está ilustrado processo de formação da dupla camada bem como o potencial energético em cada camada (IVES, 1978; LEE; ROBINSON; CHONG, 2014).

Figura 3 – Modelo da dupla camada.

Fonte: Do Carmo Calijuri, 2013.

A Teoria DLVO (Derjaguin, Landau, Verwey e Overbee), originada pelos cientistas russos Derjaguin e Landau e dos cientistas holandeses Verwey e Overbee, sugere que a estabilidade de uma suspensão coloidal é resultante das interações atrativas (Forças de Van der Waals) e repulsivas (DI BERNARDO; DANTAS, 2005a; PAVANELLI, 2001). Quando dois colóides se aproximam a interação entre as camadas difusas faz com que haja repulsão devido a força eletrostática entre as mesmas. Sobre os colóides também atuam forças de atração, denominadas Van der Waals (forças fracas), o efeito da atração intermolecular reduz significativamente com o distanciamento das partículas. No entanto, quando as partículas estão próximas as forças de repulsão prevalecem fazendo com que haja um equilíbrio eletroestático. As partículas em equilíbrio não se aglomeram e tendem a ficar em suspensão. A superfície de cisalhamento que surge quando a partícula é submetida a um campo elétrico denomina-se potencial zeta e é de extrema importância para o processo de coagulação. Quando o potencial zeta atinge valores próximos de zero, as partículas suspensas sofrem a desestabilização eletrostática, possibilitando assim, que as forças de Van der Waals sejam superiores as de repulsão e as partículas se aglomerem e ganhem tamanho suficiente para sedimentar. De maneira geral a coagulação é o resultado individual de quatro mecanismos de coagulação distintos: compressão da camada difusa, neutralização e adsorção de carga, varredura e neutralização e formação de pontes (IVES, 1978; LEE; ROBINSON; CHONG, 2014).

Compressão da dupla camada elétrica: método de desestabilização baseado na compressão da camada difusa através da introdução de eletrólitos indiferentes na solução, a carga dos eletrólitos oposta a carga dos colóides faz com que se atinja a eletro neutralidade em uma

distância mais curta, assim as forças de Van der Waals prevalecem e o sistema é eletrostaticamente desequilibrado (DI BERNARDO; DANTAS, 2005a; PAVANELLI, 2001). Segundo Di Bernardo (1998) a quantidade de eletrólitos necessária para desestabilização não tem relação com a quantidade de partículas coloidais e a compressão da camada difusa faz com que não seja possível a reversão da carga dos coloides (IVES, 1978; LEE; ROBINSON; CHONG, 2014).

Adsorção e neutralização de cargas: método similar a compressão da dupla camada, neste caso espécies químicas do coagulante são adsorvidas na superfície do coloide neutralizando a carga superficial tendo como consequência a redução das forças de repulsão e o desequilíbrio eletrostático. A adsorção e neutralização de cargas ocorre em concentrações bem menores do que na compressão da camada difusa, a carga do coloide pode ser restabelecida e a quantidade de coagulante a ser adicionado tem uma razão estequiométrica com a quantidade de coloides na solução (PAVANELLI, 2001; LEE; ROBINSON; CHONG, 2014).

Varredura: Segundo Constantino (2008) a varredura é o mecanismo de coagulação mais utilizado no processo de tratamento de águas de abastecimento, isto porque produz flocos maiores e mais fortes. Neste processo a alta dosagem de coagulante aliado a um valor de pH favorável ocasiona a formação de sais insolúveis que devido a nucleação englobam as partículas coloidais suspensas (IVES, 1978). A quantidade de coagulante adicionado não tem relação com quantidade de coloides em suspensão, mas sim com a formação de precipitados. Apesar de haver a formação de flocos grandes e pesados tem-se uma grande quantidade de lodo químico.

Adsorção e Formação de pontes: Este mecanismo ocorre por intermédio de polímeros sintéticos ou orgânicos, que podem apresentar sítios ionizáveis ao longo de sua cadeia, as partículas em suspensão ficam adsorvidas nos sítios que funcionam como pontes entre os coloides. Este mecanismo pode auxiliar na floculação já que faz com que os flocos aumentem de tamanho (MENDES, 1989).

O tipo de interação entre o coagulante e o coloide determina os mecanismos atuantes e predominantes no processo. O valor do pH da solução e a concentração de coagulante adicionado são determinantes no mecanismo de coagulação.

Para o tratamento de água de abastecimento e esgoto normalmente são utilizados sais de ferro ou alumínio e polímeros sintéticos ou vegetais catiônicos, seguidos por uma agitação rápida que garante o contato do coagulante com os coloides, por esse motivo a coagulação é também denominada mistura rápida (CONSTANTINO, 2008).

3.3.1.1.1 Sulfato de Alumínio

O sulfato de alumínio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ é um sal metálico, muito utilizado para o tratamento de água de abastecimento. No Brasil, o sulfato de alumínio é o coagulante mais utilizado, visto que possui uma alta eficiência de remoção de sólidos em suspensão totais, fácil transporte e baixo custo quando comparado aos outros coagulantes (SANTOS LEMOS; QUINTINO DE AGUIAR FILHO; CAVALLINI, 2020; TREVISAN, 2014).

O sulfato de alumínio também tem sido utilizado com bastante sucesso para a separação de microalgas (BARROS et al., 2015). No entanto, entre 10 a 25% dos casos em que ele é utilizado, ocorre a quebra da membrana celular (PAPAZI; MAKRIDIS; DIVANACH, 2010).

Em solução aquosa o alumínio sofre hidrólise formando uma série de reações complexas (KAUMURA, 2000). Essas reações liberam cátions (H^+), que consomem a alcalinidade natural da água, cerca de 1 mg.L^{-1} de sulfato de alumínio para cada $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ de CaCO_3 (DI BERNARDO; DANTAS, 2005b). Quando não há alcalinidade suficiente, o meio começa a ficar sobrecarregado de íons H^+ ocorrendo uma queda brusca no valor do pH. Em pH mais ácidos o alumínio permanece na sua forma solúvel, não precipitando e reduzindo a eficiência da floculação (DUAN; GREGORY, 2003; GREGORY; DUAN, 2001). Em dosagens mais baixas e pH mais ácido, o mecanismo de coagulação predominante é a neutralização de cargas, enquanto que em concentrações maiores e com o pH mais alto forma-se precipitado amorfo, sendo a varredura o mecanismo dominante (BIGGS et al., 2000).

Apesar do sulfato de alumínio ser eficiente para remoção de sólidos em suspensão, em altas concentrações o sulfato de alumínio é tóxico aos seres humanos, sendo associado ao desenvolvimento de Alzheimer, Mal de Parkinson e Síndrome de Down (TREVISAN, 2014). Quando utilizado para recuperar biomassa de microalgas pode contaminá-la dificultando seu uso para algumas aplicações (LEE; LEWIS; ASHMAN, 2010).

3.3.1.1.2 COAGULANTES NATURAIS

O uso de coagulantes naturais para a separação de microalgas tem atraído cada vez mais atenção pois são compostos biodegradáveis, com baixa toxicidade comparado aos coagulantes químicos, geram uma menor quantidade de lodo, não contaminam a biomassa com metais e garantem o uso seguro do efluente gerado (BONGIOVANI et al., 2010b; FUAD et al., 2018). Os coagulantes naturais mais utilizados são: derivados do tanino, quitosana, e a *Moringa Oleífera* Lam.

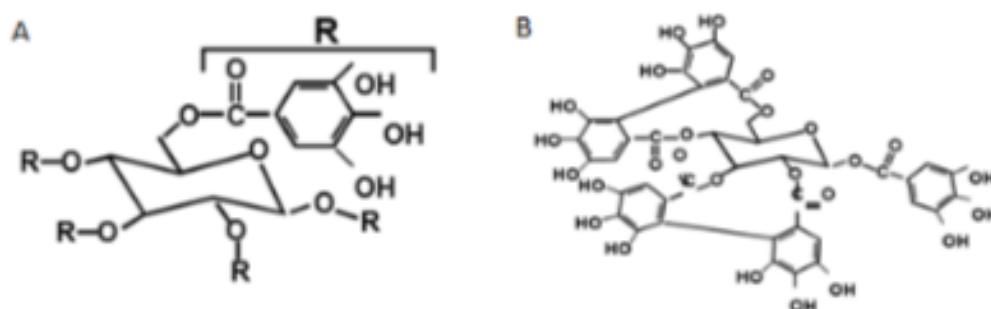
3.3.1.1.2.1 TANINO

Tanino é um termo técnico utilizados para designar uma gama de compostos fenólicos e polifenólicos de origem natural, muito conhecidos pela capacidade de transformar a pele de animais em couro (SILVA, 1999). Os taninos são produzidos pelo mecanismo secundário das plantas e segundo Zucker (1983) ocorre em 30% das famílias de plantas superiores, variando entre 4 e 40% da massa seca da casca destas plantas.

Segundo Silva (1999) e Pelegrino (2011) os taninos podem ser classificados em quatro tipos de acordo com a sua estrutura química:

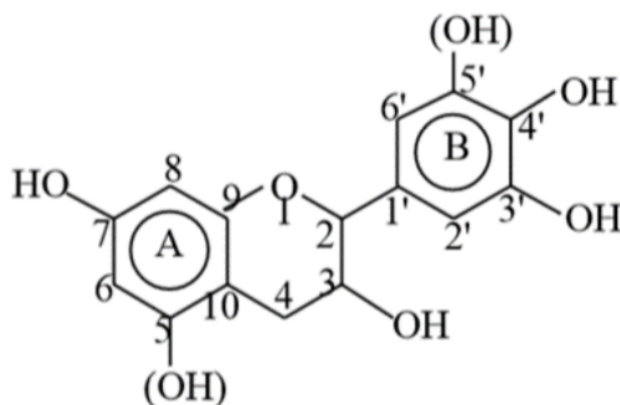
Taninos hidrolisáveis: são facilmente hidrolisáveis por soluções ácidas e alcalinas devido a presença de ligações do tipo éster. Podem ser subdivididos em galotaninos e elagitanino. Ambos apresentam a glicose como núcleo, porém os elagitaninos apresentam mais um grupo hexahidroxidofenol (ácido gálico) e glicose (Figura 4) (PELEGRINO, 2011; SILVA, 1999). Na Figura 4 estão apresentados as estruturas dos taninos hidrolisáveis.

Figura 4 – Taninos hidrolisáveis. a) Galotanino b) Elagitanino



Fonte: Battestin, Katsumi, Alves (2004)

Taninos Condensáveis: Esse grupo de taninos são constituídos por repetições de unidades flavonoides (Figura 5) ligadas por ligações carbono-carbono com diferentes graus de condensação e uma vasta diversidade estrutural (SILVA, 1999; PELEGRINO, 2011).

Figura 5 – Estrutura do Tanino condensável

Fonte: Finch (1984)

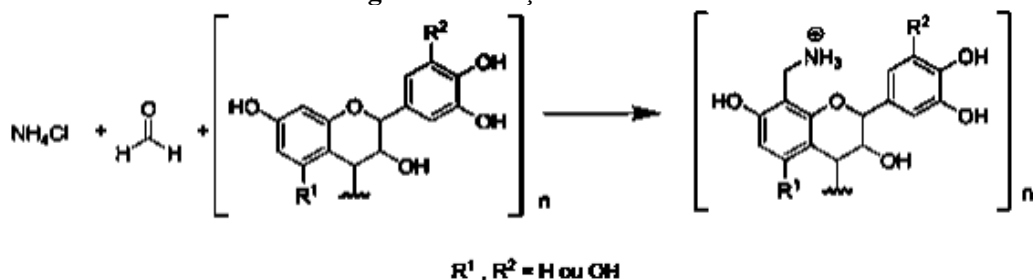
Taninos Complexos: Grupo constituído por taninos hidrolisáveis e condensados (SILVA, 1999; PELEGRINO, 2011).

Florataninos: Taninos encontrados em espécies inferiores (SILVA, 1999; PELEGRINO, 2011).

No Brasil o tanino é produzido a partir da acácia negra pela empresa TANAC localizada no Rio Grande do Sul. Segundo Mangrich et al. (2015) a empresa possui cerca de 30 mil hectares de plantação de acácia negra. O processo de produção do tanino começa com o desenvolvimento e cultivo das plantas que é realizado pela empresa com o emprego de tecnologia de ponta. Após atingirem o tamanho desejado a colheita mecanizada é realizada, então o tanino é extraído em grandes autoclaves (MANGRICH et al., 2014). Atualmente a TANAC produz taninos para curtir e tratar o couro e para tratamento de água de abastecimento e esgoto (TANAC, 2019).

O tanino extraído não possui natureza catiônica, afim de possibilitar seu uso como coagulante o composto polifenólico passa pelo processo de cationização envolvendo a reação de Mannich representada na Figura 6. A reação consiste na condensação do substrato fenólico com aldeídos, e uma amina primária ou secundária (COSTA, 2013). Neste processo um nitrogênio quaternário é adicionado a estrutura do tanino (TRAMONTINI MAURILIO; ANGIOLINI LUIGI, 1994). A cationização mantém alguma das características do polímero natural, tais como: solubilidade, estabilidade em ampla faixa de pH e capacidade de quelar metais pesados. No entanto, o polímero adquire maior peso molecular e carga positiva que garante a capacidade de desestabilizar coloides aniônicos em suspensão na água (BELTRÁN-HEREDIA, 2010).

Figura 6 – Reação de Mannich

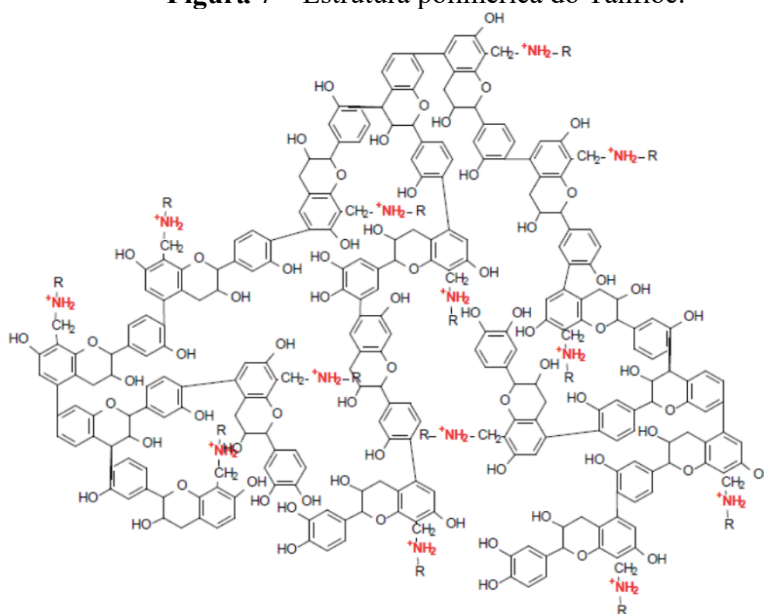


Fonte: Mangrich et al., 2015.

Na Figura 7 está ilustrada a estrutura polimérica do Tanfloc produzida pela TANAC. Segundo o *site* da mesma são produzidos 5 tipos de coagulantes diferentes (SG, SG 1500, SG 1530, SL e SL 1530), todos com baixo peso molecular e essencialmente de origem vegetal. Estão disponíveis na forma líquida ou em pó e são solúveis em água. Quando adicionados na água ou esgoto neutralizam a carga dos coloides e formam pontes entre eles, estes são os mecanismos responsáveis pela formação dos flocos e posterior sedimentação.

O Tanfloc apresenta vantagens quando comparados a outros coagulantes, atuam em ampla faixa de pH (4,5 – 8,0), não consomem alcalinidade do meio não alterando significativamente o valor de pH da solução. Trata-se de um coagulante comercial, diferente da Moringa e Amido catiônico que precisam ser preparados para uso. O Tanfloc, comparado com a quitosana, outro coagulante comercial, possui menor valor de mercado, tendo uma melhor viabilidade econômica. O Tanfloc é um coagulante comercial, natural, de baixo custo (R\$ 5,0/Kg) (ROSELET et al., 2015).

Figura 7 – Estrutura polimérica do Tanfloc.



Fonte: Mangrich et al., 2015.

Selesu (2016) avaliou a capacidade da floculação Tanfloc SG em recuperar biomassa de *Scenedesmus sp* cultivadas em fotobiorreator tubular, utilizando esgoto suíno biologicamente digerido. O seu estudo obteve uma eficiência de recuperação máxima com 96,7%, em pH 7,8 com 210 mg.L⁻¹ de Tanfloc SG no tempo de 30 minutos de sedimentação.

Roselet et al. (2015) testou 4 tipos de Tanfloc (SG 1500, POP, SG e SL) e diversas variações dos polímeros sintéticos Flopam e Zetag para recuperar a biomassa de *Chlorella vulgaris* e *Nannochloropsis* marinha, cultivadas em um meio com água deionizada e sais puros, apenas o Tanfloc se mostrou eficiente para recuperar as duas espécies, alcançando eficiência maior que 90% com apenas 5 mg.L⁻¹ e 30 minutos de sedimentação.

Mezzari et al. (2014) investigou em seu estudo a eficiência de um polímero de tanino orgânico, sozinho e em conjunto com poliacrilamida, para separar biomassa de *Chlorella vulgaris* cultivada em um fotobiorreator em escala de laboratório, com esgoto suíno previamente digerido. A concentração 11 mg.L⁻¹ foi eficaz para recuperar mais de 95% da biomassa com 15 minutos de sedimentação.

3.3.1.2 Floculação

A floculação consiste em dar condições para que ocorra o choque entre as partículas desestabilizadas na coagulação fazendo com que estas aumentem de tamanho e possam ser removidas por sedimentação, flotação ou filtração (IVES, 1978). Os mecanismos de floculação são:

- Floculação Pericinética (Browniano) – Causado pela energia térmica das moléculas, dura poucos segundos após a desestabilização pois tem influência apenas sobre partículas pequenas (BRATBY, 2006; IVES, 1978);
- Floculação Ortocinética – Causada pelo movimento da água e influenciada pelo gradiente de velocidade e pela ruptura dos flocos, a movimentação deve ser menos intensa que na coagulação para que os flocos não quebrem (BRATBY, 2006; IVES, 1978);
- Floculação por sedimentação – Ocasionalada pelo encontro vertical entre as partículas devido a ação da gravidade (BRATBY, 2006; IVES, 1978);

Na floculação para tratamento de água de abastecimento e efluente o mecanismo de floculação dominante é a ortocinética, a agitação lenta da solução aumenta a probabilidade de encontro entre as partículas desestabilizadas que se agregam devido as forças de Van der Waals.

O gradiente de velocidade ocasiona forças de cisalhamento sobre os flocos já formados fazendo com que haja ruptura dos mesmos, sendo assim, a formação e ruptura dos flocos são simultâneas (CONSTANTINO, 2008).

Segundo Thomas, Judd e Fawcett (1999) a primeira teoria sobre cinética de floculação foi desenvolvida por Smoluchowski, (1918). Quase todas as teorias da cinética da floculação clássicas desenvolvidas posteriormente utilizam a equação de Smoluchowski como base. Para representar todo o processo de floculação Smoluchowski produziu uma série de equações diferenciais não lineares cuja as respostas não eram imediatas. Para facilitar a resolução das equações foram feitas 6 suposições simplificadoras: o fator de eficiência de colisão é único para todas as partículas, o regime de escoamento é laminar, as partículas são monodispersas (todas do mesmo tamanho), não ocorre quebra dos flocos, todas as partículas são esféricas e permanecem assim após a colisão e a colisão envolve apenas duas partículas. Com essas suposições Smoluchowski desenvolveu a Equação 1 para descrever a taxa de colisão ortocinética (β_{ort}) e como solução desenvolveu a Equação 2:

$$\beta_{ort} = \frac{1}{6}(du/dy)(di + dj)^3 \quad (1)$$

$$N_t = N_0 \exp (4/\pi)(du/dy)\phi t \quad (2)$$

Onde du/dy é o gradiente de velocidade do fluido, N_t é o número de partículas no tempo t , N_0 o número inicial de partículas e ϕ a fração volumétrica de partículas.

Em 1943 Camp e Stein estenderam a proposta de Smoluchowski, generalizando a equação para o movimento turbulento ao substituir o gradiente de velocidade (du/dy) por G , definido pelo autor como a raiz quadrada do gradiente médio de velocidade.

$$\beta_{ort} = \frac{G}{6}(di + dj)^3 \quad (3)$$

$$N_t = N_0 \exp (4/\pi)Gt\phi \quad (4)$$

Baseado na Equação 4 e considerando ϕ como constante em um dado sistema, diversos autores consideraram por muito tempo o produto adimensional Gt como o fator principal e determinante no projeto de unidades de floculação.

Dentre as suposições que levaram ao desenvolvimento do modelo de Camp tem-se que os flocos não são quebrados após sua formação, negligenciando os aspectos cinéticos da

floculação (MORUZZI et al., 2016). Simulações computacionais realizadas por Fair e Gemmell (1964) identificaram a importância da erosão dos flocos na modelagem da cinética da floculação. Bratby, Miller e Marais (1977) desenvolveram uma metodologia que determina as constantes de agregação e ruptura a partir de reatores estáticos (Equação 5).

$$\frac{n_0}{n} = \left[\frac{K_B}{K_A} G + \left(1 - \frac{K_B}{K_A} G \right) e^{-K_A G t} \right]^{-1} \quad (5)$$

Os autores assumem que a contagem de partículas pode ser representada pela turbidez após um longo período de sedimentação como parâmetro de controle. Sendo n_0 a turbidez inicial, n o número de partículas primárias representada pela turbidez remanescente após longo período de sedimentação, K_B a constante cinética de ruptura e K_A a constante cinética de agregação.

Pode-se concluir com a Equação 5 que o número de camp (Gt) sozinho não é suficiente para caracterizar o processo de floculação, já que não considera a agregação e ruptura dos flocos.

Brito (1998) realizou um estudo sobre a influência da velocidade de sedimentação na determinação dos coeficientes de agregação e ruptura durante a floculação, no qual determinou os valores de K_A e K_B . Observou que para menores velocidades de sedimentação (v_s) o valor de K_A aumentava e K_B diminuía, mostrando que a velocidade de sedimentação tem grande influência nos valores dos coeficientes. Assim sendo, a escolha do gradiente de velocidade e do tempo de agitação, tanto da mistura rápida quanto da mistura lenta, é influenciado pela sedimentação. Segundo Pádua (1994) a teoria de Bratby não apresenta resultados satisfatórios devido à ausência da tendência assintótica na remoção de turbidez com o aumento do tempo de floculação. Diversos trabalhos experimentais mostram a redução da eficiência de floculação com o aumento do tempo da agitação, após os flocos atingirem seu tamanho máximo o mecanismo de ruptura prevalece, fator não observado na teoria de Bratby.

Constantino (2008) afirma que com o aumento do tamanho dos flocos as forças de cisalhamento podem causar sua ruptura. O aumento da agitação mesmo que por poucos segundos ocasiona a quebra dos flocos, após retornar a condição anterior os flocos voltam a crescer, já que as interações são físicas não há nenhum motivo adverso ao seu crescimento (YUKSELEN E GREGORY, 2004). Em decorrência da quebra, algumas estruturas do floco podem ser inativadas, fazendo com que o floco não volte ao tamanho anterior. Para Jarvis (2005) os flocos quebram no ponto de fragilidade, quando se reagrupam tendem a formar estruturas mais estáveis, limitando seu crescimento. A resistência do floco é resultado dos agregados e da ligação entre eles, no entanto, alguns estudos mostram que a adição de alguns materiais não influencia na resistência e

no tamanho dos flocos. O mecanismo de neutralização e formação de pontes tende a produzir flocos maiores e mais resistentes, enquanto a neutralização de cargas com baixa dosagem de sais inorgânicos forma flocos menores e mais fracos (MORUZZI, 2019).

Moruzzi e Silva (2018) investigaram a reversibilidade da quebra de agregados de Al-Humic e Al-Kaolin formados pelo mecanismo de varredura, observaram que ambos os agregados apresentavam padrão recrescimento semelhante, indicando que a natureza dos constituintes da água tem uma leve influência sobre os agregados, já que os constituintes estão incorporados no sal amorfo precipitado.

Segundo Moruzzi (2016), a análise clássica da floculação envolve o emprego do número de *camp* e o modelo da agregação e ruptura dos flocos, medidos pela turbidez após longo período de sedimentação. A abordagem clássica (retilínea) em contraste com a teoria curvilínea, não considera os efeitos das forças hidrodinâmicas na aproximação dos agregados. Para levar em conta as forças hidrodinâmicas entre os agregados os futuros modelos de floculação devem considerar que os flocos não são esféricos e que possuem porosidade heterogênea (THOMAS et al., 1998). Sendo então, a caracterização física das partículas, tal como a distribuição do tamanho de partículas (DTP), a “próxima fronteira” do conhecimento na cinética da floculação (TCHOBANOGLIOUS, 1995). Para Santos (2004) o estudo da distribuição do tamanho de partículas pode auxiliar na correção de imprecisões decorrentes das simplificações dos modelos clássicos, sendo uma importante ferramenta para compreensão dos fenômenos envolvidos na floculação. De acordo com Tchobanoglous (1995) para o aprimoramento dos projetos das unidades de floculação deve-se utilizar a distribuição do tamanho de partículas em conjunto com outros parâmetros não específicos (Turbidez, cor, DBO, etc).

A distribuição de tamanho de partículas (DTP) é resultado do choque, agregação e ruptura dos flocos (XIAO et al., 2011). De maneira geral, a DTP é resultado do gradiente médio de velocidade e do tempo sob o mesmo. Segundo Crittenden et al. (2012) a distribuição da frequência dos número de partículas $F(d)$ pode ser representada pela Equação 6.

$$F(d_p) = \frac{dN}{d(d_p)} \quad (6)$$

Sendo $F(d_p)$ a função que define a distribuição da frequência do número de partículas, dN a concentração do número de partículas, no que diz respeito à fração incremental no tamanho das partículas, $d(d_p)$.

Para águas naturais a frequência de distribuição do tamanho de partículas aumenta com a diminuição do diâmetro da partícula enquanto que a distribuição do volume aumenta com o aumento do tamanho. A Equação 7 representa a equação para este caso em forma de potência (CRITTENDEN et al., 2012):

$$\frac{dN}{d(d_p)} = A(d_p)^{-\beta} \approx \frac{\Delta N}{\Delta(d_p)} \quad (7)$$

Onde A é o coeficiente de densidade da equação de potência e β o coeficiente de inclinação da equação de potência, o valor do parâmetro A representa o número de flocos avaliados e β , é uma medida da quantidade relativa de partículas em cada faixa de tamanho (MORUZZI, 2016). A DTP pode ser utilizada como alternativa ao parâmetro de turbidez na avaliação do desempenho de floculação.

3.3.1.3 *SEDIMENTAÇÃO*

Segundo Nunes (2008) a sedimentação é uma das operações unitárias mais utilizadas na indústria química. Nela a separação da fase sólida e líquida é realizada devido a diferença de densidade entre as fases. A ação da gravidade sobre as partículas sólidas presentes em uma corrente líquida faz com que as partículas sedimentem. No tratamento de água de abastecimento e esgoto a sedimentação é muito utilizada após a etapa de floculação.

Os fatores que podem influenciar a sedimentação de uma partícula ou floco são: natureza da partícula, densidade específica, forma, distribuição do tamanho das partículas, propriedades químicas, concentração da suspensão, etc (LIRA, 2010).

A sedimentação gravitacional funciona para diversas espécies de microalgas, no entanto, o tamanho reduzido, a presença de cara e a densidade das microalgas, torna a sedimentação sem a coagulação/floculação pouco eficiente. A taxa de sedimentação das microalgas sem a etapa de coagulação fica entre 0,1-2,6 cm.h⁻¹, originando tempos de sedimentação muito altos que ocasionam deteriorização da biomassa e inviabilização do seu uso (BARROS et al., 2015).

Por ser um método de baixo custo quando comparado com a filtração, centrifugação e a flotação, diversos trabalhos na literatura utilizam a sedimentação como etapa posterior a coagulação/floculação (MOLINA GRIMA et al., 2003).

A utilização de sedimentação após coagulação com Tanfloc e outros coagulantes a base de tanino tem apresentado eficiências maiores que 90% na literatura para separação de diversas espécies de microalgas. Fuad et. Al, (2018) mostrou em seu trabalho que a separação de

Nannochloropsis sp. foi necessária uma dosagem de 260 mg.L⁻¹ do coagulante a base de Tanfloc AFlok-BP1 para alcançar eficiência maior que 90% com um tempo de sedimentação de 20 minutos, diminuindo a dosagem para 200 mg.L⁻¹ o tempo de sedimentação necessário para atingir a mesma eficiência aumentou para 60 minutos, mostrando que a dosagem do coagulante interfere diretamente no tempo de sedimentação necessário. Gutiérrez et. Al, (2014) utilizou dois coagulantes a base de tanino em seu estudo, o Tanfloc e o ecotan, para separa biomassa de microalgas crescidas em lagoa de microalgas que trata efluente doméstico, foi necessário uma dosagem de 10 mg.L⁻¹ de ecotan e 50 mg.L⁻¹ de Tanfloc para atingir eficiência de recuperação de biomassa maior que 90% com um tempo de sedimentação de 10 e 20 min respectivamente.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Efluente de Estudo

O esgoto doméstico anaerobiamente tratado foi obtido da estação de tratamento de esgoto Tibiriça (ETE), do departamento de água de esgoto de Bauru (DAE). A ETE está localizada no distrito de Tibiriça que pertence a cidade de Bauru. Coordenadas geográficas de 22°13'39" latitude sul e 49°12'46" longitude oeste. A ETE recebe o esgoto sanitário de aproximadamente 1200 pessoas, com vazão entre 4 e 6 L.s⁻¹. O esgoto sanitário segue do tratamento preliminar da ETE, composto por gradeamento e caixa de areia, para um Filtro Anaeróbio de Fluxo Ascendente (FAFA), sendo coletado na saída do FAFA em bombonas plásticas de 20 L previamente lavadas. As coletas foram realizadas semanalmente por vários integrantes do grupo de pesquisa, cumprindo uma escala previamente acordada. Em seguida, os recipientes foram encaminhados para o cultivo das microalgas em uma lagoa *raceway* e no fotobiorreator tipo *flat panel* (FBR), ambos instalados na Faculdade de Engenharia de Bauru/Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (FEB-UNESP). As especificações da Lagoa *Raceway* e do FBR estão apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 – Especificações Técnicas lagoa *raceway* e FBR

Lagoa <i>Raceway</i>		Fotobiorreator <i>Flat panel</i> (FBR)	
Característica	Especificação	Característica	Especificação
Profundidade da lagoa (cm)	43,0	Comprimento (cm)	120
Comprimento interno (cm)	135,0	Largura (cm)	10
Comprimento do divisor das pistas (cm)	95,0	Altura (cm)	60
Largura das pistas (cm)	18,0	Volume total (L)	64
Largura interna (cm)	40,0	Volume operado (L)	50
Distância entre defletores e divisor das pistas (cm)	8,5	Área iluminada (m ²)	0,72
Distância dentre defletores e borda interna (cm)	8,5	Comprimento da mangueira microporosa (cm)	113
Espessura do divisor das pistas e defletores (cm)	1,0	Vazão de ar total (L.min ⁻¹)	10
Volume operado (L)	151,0		
Quantidade de pás	4,0		
Comprimento das pás (cm)	35,0		
Área superficial iluminada (m ²)	0,5		

Fonte: Própria autora.

Para o cultivo das microalgas foi utilizado um inóculo de microalgas nativas isoladas do próprio esgoto anaerobiamente tratado (FAFA), no Laboratório de Microbiologia e Parasitologia do Departamento de Morfologia e Patologia da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

em São Carlos/São Paulo. O esgoto coletado após o FAFA foi colocado em Erlenmeyer de 500 ml em uma sala com temperatura controlada de 25 °C, por meio de um ar condicionado quente/frio. A iluminação se deu por lâmpadas fluorescentes (100 a 120 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e com foto período de 12/12 horas (claro/escuro). O consórcio de microalgas foi transferido para o Laboratório de Hidráulica Geral e Saneamento da FEB – UNESP. Após 5 dias, o consórcio foi transferido para um frasco Schott de 20 L, com esgoto sanitário recém-coletado, sendo o seu repique feito em 10% v.v. O FBR *Flat panel*, a lagoa *raceway* e 2 frascos de vidro de 12 L foram semanalmente inoculados com 10% v.v. em ambiente externo para o crescimento das microalgas.

A coleta do efluente com as microalgas foi sempre realizada as segundas-feiras após 7 dias de cultivo. Sendo homogeneizado o efluente do FBR do tipo *flat panel*, da lagoa *raceway* e dos frascos. Foram coletados 200 L para cada etapa de estudo, o efluente foi homogeneizado em tanque e armazenado em bombonas de 20 L previamente higienizadas. A higienização consistiu em enxaguar as bombonas com água e posteriormente com o efluente coletado afim de evitar contaminação. As bombonas foram acondicionadas em ambiente refrigerado, com temperatura aproximada de 4°C, por no máximo uma semana, para evitar mudanças nas características físicas do efluente. Antes dos ensaios agitou-se as bombonas para evitar diferença nos ensaios.

4.1.1 Caracterização do Efluente de Estudo

De modo geral, as etapas de ensaio contemplaram testes utilizando efluente controle, isto é, sem adição de coagulante, com o objetivo de avaliar o desempenho de remoção de cor aparente, turbidez e Densidade Ótica (DO). Para cada etapa de estudo foi realizado a caracterização do efluente. As análises seguiram o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Na Tabela 6 constam os parâmetros e os respectivos métodos e equipamentos.

Tabela 6 – Métodos e equipamentos utilizados para caracterização dos efluentes

Parâmetros	Métodos	Equipamentos
Cor (uC)	2120 C	Turbidímetro PoliControl Ap2000
Turbidez (NTU)	2130 B	Turbidímetro HACH 2100N
DO (nm)	Kliphuis et al. (2010)	Espectrofotômetro NANOCOLOR UV/VIS II
SST (mg.L ⁻¹)	2540 D	Gravimétrica – Filtração em membrana (1,2 μm)
pH	4500 H B	pHmetro

* DO:Densidade ótica.

**Fonte: Própria autora.

As leituras de DO foram realizadas em nos comprimentos de onda de 540 nm, em que as algas dispersam a luz emitida pelo aparelho, de 682 nm, em que há dispersão e absorção pela clorofila-*a*, e de 750 nm, no qual há absorção máxima pelas algas. Sendo assim, a razão

DO₆₈₂/DO₅₄₀ uma medida relativa da quantidade de clorofila-a por célula, de modo que, quando maior que 1,0 as células são consideradas saudáveis (KLIPHUIS et al., 2010 apud VIEIRA, 2016).

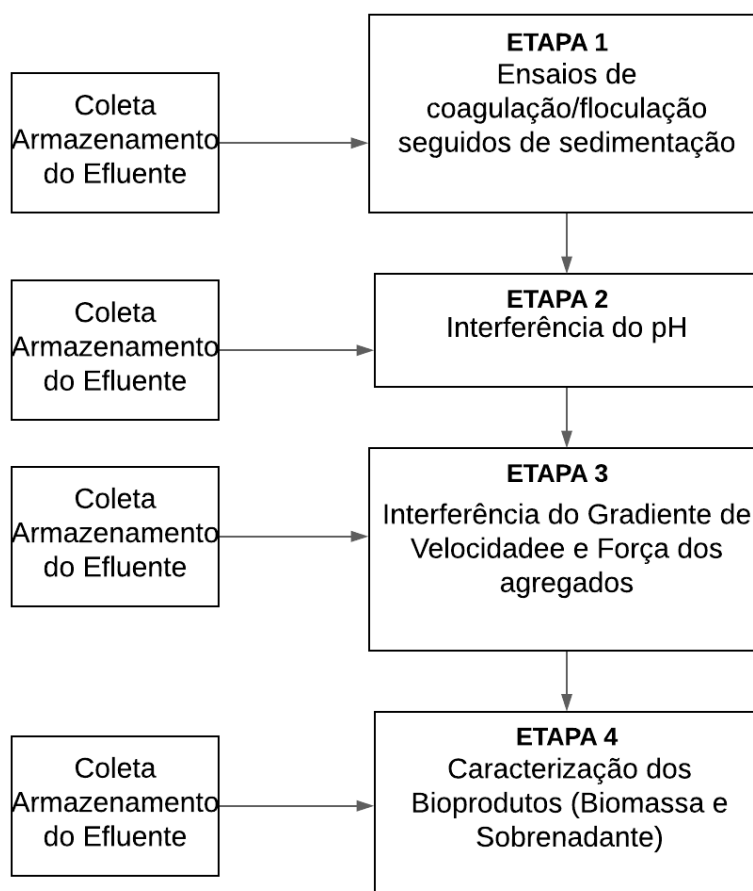
4.2 Reagentes utilizados na separação

- TANFLOC SG, Tanac– Polímero orgânico-catiônico de baixo peso molecular. Possui um amplo espectro de atuação, em conformidade com testes preliminares (*Jar-Test*). Efetivo na faixa de pH 4,5 – 8,0. Pode ser utilizado na forma líquida ou em solução diluída;
- Sulfato de alumínio comercial, Hidroazul contendo 8% de alumínio (Al);
- Ácido Sulfúrico - P.A–ACS / PM 98,8%;
- NaOH – 8 M.

4.3 Procedimento experimental

A metodologia do trabalho foi dividida em 4 etapas conforme apresentado na Figura 8.

Figura 8 – Fluxograma da Metodologia



Fonte: Própria autora.

4.3.1 ETAPA 1 – Ensaios de coagulação/floculação seguidos de sedimentação

A primeira etapa foi realizada no Laboratório de Hidráulica e Saneamento do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (FEB – Unesp), *Campus Bauru*, São Paulo.

Os ensaios coagulação/floculação seguidos de sedimentação foram realizados com um equipamento *Jar Test* (Poli Control – Floc Contro IV) que possui 6 jarros de 2L e hastes misturadoras em aço inox. Os jarros possuem uma abertura a 7cm da superfície do líquido para coleta do sobrenadante. Nessa etapa foram realizadas 3 bateladas para o sulfato de alumínio e o Tanfloc (triplicata), em todas bateladas não foi adicionado coagulante no jarro 1 para controle do ensaio.

4.3.1.1 Definição dos Parâmetros

Foram realizados ensaios preliminares com base nos trabalhos de Roselet et al., (2015), Selesu et al., (2016) e Fuad et al., (2018) com as concentrações de 100, 150, 200, 250 e 300 mg.L⁻¹ de Tanfloc SG, corrigindo o valor do pH para próximo de 7. O gradiente de mistura rápida (Gr) e o mistura lenta (Gl) foram fixado em 200 s⁻¹ por 2 min e 10 por 15 min respectivamente, tendo em vista o trabalho sobre a interferência do gradiente de velocidade na separação de *Chlorella vulgaris* realizado por Zhang et al., (2019). As eficiências de recuperação foram avaliadas para as velocidades de sedimentação de 0,47; 0,22 e 1,4 cm.min⁻¹, visando tempos de sedimentação de no máximo 30 minutos (GUTIÉRREZ et al., 2015). Com os resultados obtidos optou-se por ajustar as concentrações de tanino analisadas na etapa 1 para 50, 75, 100, 125, 150, 175 e 200 mg.L⁻¹.

Foram realizados ensaios preliminares com concentrações iniciais de sulfato de alumínio de 50, 75, 100, 125, 150 mg.L⁻¹ tendo como base nos trabalhos realizados por Chatsungnoen e Chisti, (2016) e Fuad et al., (2018). Tendo em vista que os resultados obtidos com as concentrações preliminares foram satisfatórios, optou-se por repeti-los na etapa 1. Os gradientes de velocidade e as velocidades de sedimentação foram fixadas com valores iguais para ambos os coagulantes como controle do experimento.

4.3.1.2 Eficiência de Remoção (ER)

Mediu-se a turbidez, densidade ótica (540, 682 e 750 nm) e cor aparente das amostras antes dos ensaios de coagulação/floculação seguidas de sedimentação. Ao final de cada tempo

de sedimentação os parâmetros foram obtidos novamente tendo os parâmetros finais. Sendo que a eficiência de remoção foi calculada de acordo com as equações 8, 9 e 10.

$$ER_{DO} = \frac{DO_I - DO_F}{DO_I} \times 100 \quad (8)$$

$$ER_T = \frac{T_I - T_F}{T_I} \times 100 \quad (9)$$

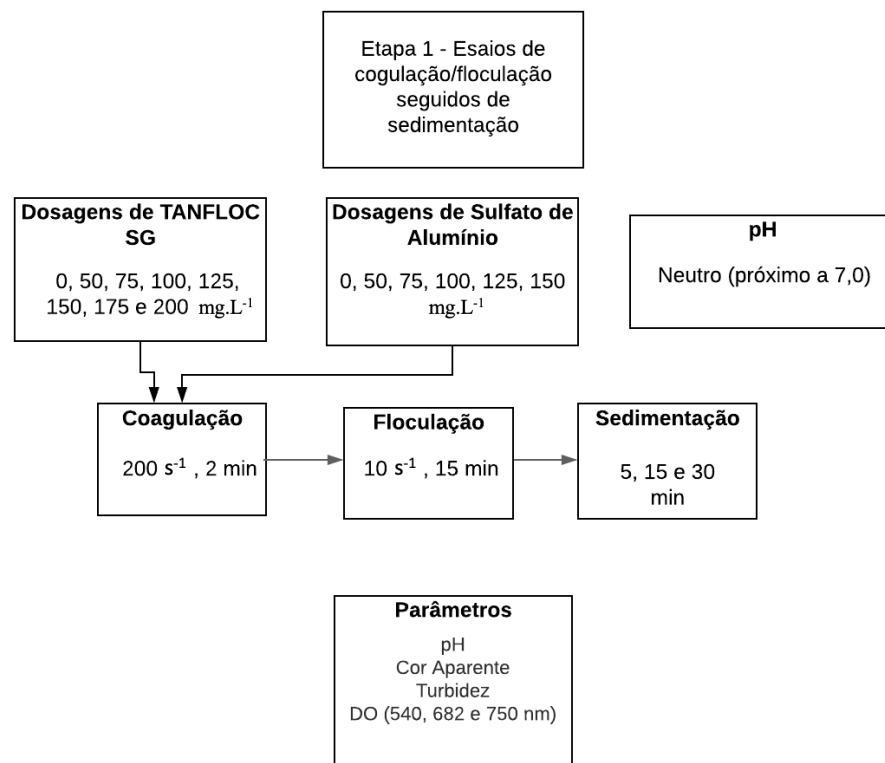
$$ER_C = \frac{C_I - C_F}{C_I} \times 100 \quad (10)$$

A eficiência de remoção dos parâmetros de cor, turbidez e DO está diretamente relacionada com a eficiência de floculação, sendo que, quanto melhor a remoção maior a eficiência de floculação.

Os parâmetros foram medidos com os equipamentos e de acordo com os métodos apresentados na Tabela 5

As variáveis independentes, dependentes e controladas estão apresentas no diagrama da etapa 1 estão apresentadas na Figura 9.

Figura 9 – Etapa 1



Fonte: Própria autora.

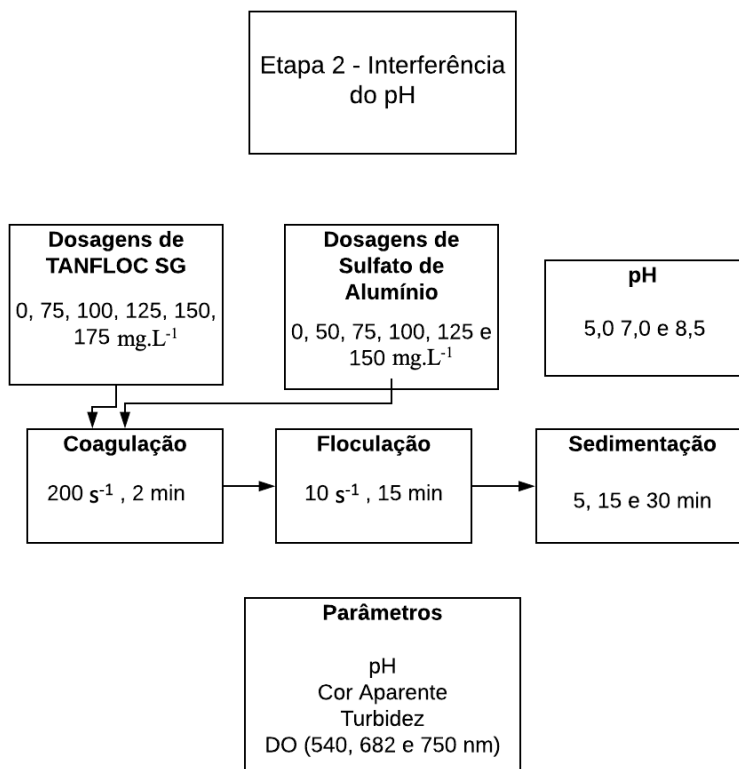
4.3.2 ETAPA 2 – Interferência do valor do pH na ER da biomassa

A Etapa 2 consistiu em repetir os ensaios de coagulação/floculação seguidas de sedimentação seguindo a mesma metodologia e utilizando os mesmos equipamentos da Etapa 1. No entanto, nesta etapa foi realizado o ajuste do valor do pH afim de verificar a interferência do mesmo na eficiência ER.

4.3.2.1 Definição de Parâmetros

A partir dos resultados obtidos na Etapa 1 escolheu-se as 5 concentrações de Tanflac SG que alcançaram a melhor eficiência, sendo elas, 75, 100, 125, 150 e 175 mg.L⁻¹, além da dosagem 0 (controle). Na Etapa 1 foram utilizadas apenas 5 dosagens de sulfato de alumínio (50, 75, 100, 125 e 150 mg.L⁻¹) repetiu-se as dosagens na Etapa 2. De acordo com os resultados apresentados nos trabalhos realizados por Mezzari et al. (2014), Roselet et al. (2015) e Fuad et al. (2018) optou-se por analisar os valores 5,0; 7,0 e 8,5 de pH. Foram analisadas a mesmas variáveis da Etapa 1, e de maneira análoga foi calculado a ER da biomassa. Pode ser observado na Figura 10 o fluxograma com as variáveis fixas, variadas e controladas da Etapa 2.

Figura 10 – Etapa 2.



Fonte: Própria autora.

4.3.3 ETAPA 3 – Interferência do Gradiente de Velocidade e Força dos Agregados

4.3.3.1 Definição de Parâmetros

A partir dos resultados das Etapas 1 escolheu-se a dosagem ótima para avaliar a interferência do gradiente de velocidade, sendo 100 mg.L⁻¹ de Tanfloc e 75 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio. Tendo como base os resultados da Etapa 2 optou-se por corrigir o pH para um valor próximo a 7. Os gradientes de velocidade escolhidos para os ensaios foram: 10, 15, 20 e 25 s⁻¹, tendo como base o trabalho sobre a interferência do gradiente de velocidade na separação de *Chlorella vulgaris* realizado por Zhang *et al.*, (2019).

4.3.3.2 Aquisição de Imagens

A metodologia para aquisição e tratamento de imagem foi adaptada de De Oliveira et al. (2016). Foi utilizado o equipamento *Jar test* conjugado à câmera Vision Research Miro EX4 acoplada a um conjunto de lentes (resolução de 0,18 µm). A iluminação utilizada foi um plano de laser (2 mm de espessura) com comprimento de onda de 532nm e potência de 2000 mW. O laser foi cuidadosamente posicionado no foco da câmera. As imagens obtidas foram processadas com o software Image-Pro-Plus® (IPP) afim de obter o tamanho dos agregados formados.

Para obtenção das imagens foi utilizado o efluente da etapa 3 com diluição (1 L de efluente e 1 L de água destilada), devido à grande concentração de algas, não conseguiu-se obter imagens claras com o efluente, afim de verificar a relação do efluente diluído com a dosagem, foi realizado um estudo de diluição (Apêndice D).

Foram realizados quatro ensaios variando os gradientes de mistura lenta (10, 15, 20 e 25). O ensaio durou 54 minutos, sendo dividido em mistura rápida, floculação, quebra e refloculação. Iniciou-se com a mistura rápida (200 s⁻¹) por 2 minutos, obteve-se imagens da floculação em intervalos discretos de 5 minutos durante 25 minutos. Os flocos foram novamente submetidos a mistura rápida (200 s⁻¹) por 2 minutos, após os 2 minutos foram obtidas as imagens de quebra. Após a quebra obteve-se imagens da refloculação de 5 em 5 minutos durante 25 minutos. Todas as imagens foram adquiridas nos 10 s finais dos tempos, em pacotes de 100 imagens, com uma taxa de aquisição de 10 Hz.

4.3.3.3 Tamanho do agregado

Segundo Li et al., (2007) e Moruzzi et al., (2019) foi utilizado como diâmetro (d) a média do diâmetro máximo ($d_{máx}$) em cada período de tempo observado (equação 11)

$$d = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n D_{max} \quad (11)$$

Afim de verificar o crescimento do agregado durante a floculação e identificar o tempo ótimo de floculação foi calculado a variação do diâmetro Δd em relação aos tempos de floculação através da equação (12).

$$\Delta d_{ti;ti-1} = \frac{d_i - d_{i-1}}{d_i} \quad (12)$$

Sendo d_i o diâmetro no tempo t_i e d_{i-1} o diâmetro no tempo t_{i-1} . Foi utilizado *t test* com significância de 0,05 para identificar o diâmetro estável.

Photometric Dispersion Analyser (PDA)

Dois tubos acoplados a uma bomba peristáltica foram colocados no jarro do *Jar test* para direcionar a amostra para PDA obtendo o sinal do índice de floculação (*flocculation index* - FI) utilizado para calcular o fator força (SF) e o fator recuperação (RF).

O ensaio de PDA ocorreu paralelo a aquisição de imagens, com a mesma configuração de gradiente de velocidade, o sinal foi obtido durante 54 minutos.

Fator Força (SF)

O Fator de força foi calculado com a média de $D_{m\acute{a}x}$ seguindo Jarvis, Jefferson e Parson (2005) e Zhang et al. (2019) ilustrado na equação (13).

$$SF(\%) = \frac{D_2}{D_1} \times 100 \quad (13)$$

Sendo D_1 a média de $D_{m\acute{a}x}$ estável anterior ao rompimento do floco e D_2 a média de $D_{m\acute{a}x}$ o valor logo após a quebra do floco.

Fator Recuperação (RF)

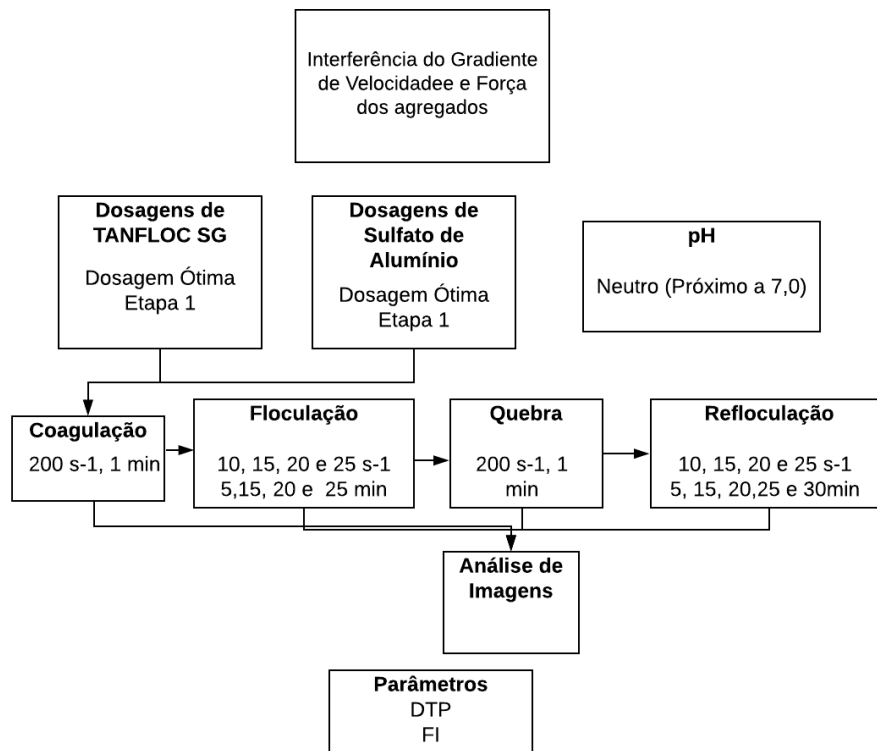
Afim de avaliar a capacidade de recrescimento dos agregados o fator de recuperação (RF) foi calculado através da equação 13 (JARVIS; JEFFERSON; PARSONS, 2005; ZHANG et al., 2019).

$$RF(\%) = \frac{D_3 - D_2}{D_1 - D_2} \times 100 \quad (14)$$

Sendo D_1 e D_3 a média de $D_{\text{máx}}$ estável anterior a quebra e após o recrescimento respectivamente e D_2 a média de $D_{\text{máx}}$ logo após o rompimento do agregado.

As variáveis independentes, dependentes e controladas estão apresentadas no diagrama da Etapa 3 Figura 11.

Figura 11 - Etapa 3.



Fonte: Própria autora.

4.3.4 ETAPA 4 – Análise da Biomassa e do Sobrenadante

Com o resultado da Etapa 1 escolheu-se a dosagem ótima para separar a biomassa do sobrenadante, sendo 100 mg.L^{-1} de Tanfloc e 75 mg.L^{-1} de sulfato de alumínio. Após 5 minutos de sedimentação coletou-se o sobrenadante e a biomassa para a realização dos ensaios. Assim como na Etapa 3, optou-se por corrigir o pH para um valor próximo a 7,5. Foram realizados 5 ensaios de *Jar Test* para cada coagulante, resultando na média 40 L de sobrenadante e 15 g de biomassa algal.

4.3.4.1 Biomassas

As biomassas de microalgas com Tanfloc e sulfato de alumínio, foram colocadas para secagem. A secagem ocorreu em estufa com recirculação de ar (Nova Ética), temperatura média de 60°C com 50% de umidade. A biomassa seca foi caracterizada afim de identificar os seguintes parâmetros : nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), zinco (Zn), sódio (Na), enxofre (S), e o carbono orgânico, conforme proposto por Malavolta et al., (1997). Os métodos seguiram o Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos (2017) e estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Parâmetros analisados e métodos utilizados para avaliação da biomassa de Tanfloc e sulfato de alumínio

Parâmetros	Métodos
N	Método macrométodo liga de <i>raney</i>
P ₂ O ₅	Extração nítrico-perclórico – método colorimetria metavanadato
K ₂ O	Extração nítrico-perclórico – método fotômetro de chama
Ca	Extração nítrico-perclórico – método absorção atômica
Mg	Extração nítrico-perclórico – método absorção atômica
S	Extração nítrico-clorídrico: Método gravimétrico sulfato de bário
Umidade	Determinação a 65°C
M.O.	Cálculo
C.O.	Método volumétrico dicromato de potássio
Na	Extração nítrico-perclórico – método fotômetro de chama
B	Incineração: método da Azometina-H
Cu	Extração nítrico-perclórico – método absorção atômica
Fe	Extração nítrico-perclórico – método absorção atômica
Mn	Extração nítrico-perclórico – método absorção atômica
Zn	Extração nítrico-perclórico – método absorção atômica
Rel. C/N	Cálculo
pH	Incineração: método da Azometina-H

Fonte: Própria autora.

4.3.4.2 Sobrenadante etapa 4

Afim de avaliar a possibilidade do reuso dos sobrenadantes, para irrigação irrestrita, obtidos com Tanfloc e sulfato de alumínio. Todas as análises foram realizadas em triplicata, de acordo com os procedimentos recomendados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Os parâmetros analisados bem como os métodos utilizados estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 – Parâmetros analisados, métodos e equipamentos utilizados para avaliação do sobrenadante de Tanfloc e sulfato de alumínio

Parâmetros	Métodos	Equipamentos
Cor (uC)	2120 C – Espectoflotométrico, comprimento de onda único	Turbidímetro PoliControl Ap2000
Turbidez (NTU)	2130 B - Nefelométrico	Turbidímetro HACH 2100N
DO (nm)	Kliphuis et al. (2010)	Espectrofotômetro NANOCOLOR UV/VIS II
SST (mg.L ⁻¹)	2540 D - Gravimétrica	Filtração em membrana (1,2 µm)
pH	4500 H ⁺ B - Eletrométrico	pHmetro
DQO	Método 5220 D - Refluxo fechado, Colorimétrico	Espectrofotômetro NANOCOLOR UV/VIS II
NTK	4500 B - Método Kjeldahl	Espectrofotômetro NANOCOLOR UV/VIS II
F	Método 4500 PD - Cloreto Estanoso	Espectrofotômetro NANOCOLOR UV/VIS II
Coliformes Totais	9215-B - Método Pour-Plate	Estufa
<i>E. coli</i>	9215-B - Método Pour-Plate	Estufa

*Métodos:APHA,2015.

**Fonte: Própria autora.

4.4 Análise Estatística

Todos os experimentos foram realizados em triplicata, os resultados apresentados representam a média da triplica e o erro o desvio padrão, foi utilizado o software Microsoft Excel para o cálculo do *t-test* de todas as comparações realizadas, os valores de p estão apresentados nos apêndices C, E, I, K e L.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do Efluente

É importante ressaltar que para realização de cada etapa do trabalho foi utilizado efluente coletado em datas diferentes. Na Tabela 9 estão ilustradas as características do efluente utilizado nas Etapas 1,2,3 e 4 respectivamente.

Tabela 9 – Características dos Efluentes Utilizados nas Etapas 1, 2, 3 e 4

		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 3	Etapa 4
pH		7,01±0,09	7,33±0,14	7,22±0,12	7,26±0,15
Cor uC		1120,0±35,2	1115,0±0,2	936,7±45,9	1341,7±33,0
Turbidez UNT		109,0±4,5	105,0±5,1	80,87±3,0	87,3±1,0
DO	540	2,910±0,009	2,891±0,069	2,642±0,164	3,425±0,277
	682	3,614±0,020	3,715±0,132	3,463±0,151	4,412±0,185
	750	2,415±0,025	2,410±0,019	2,649±0,221	2,890±0,232
SST (mg.L ⁻¹)		388,011±0,025	393,434±22,142	224,762±28,5	416,829±52,2

Fonte: Própria autora.

O esgoto bruto foi previamente tratado em reator anaeróbio (FAFA) e posteriormente utilizado como meio de cultivo para microalgas durante 7 dias. Para cada etapa da metodologia foi produzido um efluente novo, e portanto, com características diferentes.

Pode-se observar na Tabela 9 que não houve variação significativa ($p>0,05$) entre o efluente da etapa 1 e etapa 2 para todos os parâmetros analisados.

O efluente 3 teve a cor e a turbidez e SST significativamente menores ($p<0,05$) que os efluentes das etapas 1, 2 e 3. No entanto não houve variação significativa ($p>0,05$) os três comprimentos de onda da DO, entre os efluentes das etapas 1, 2 e 3 indicando que a quantidade de microalgas foi similar, sendo a cor, turbidez e SST possivelmente afetadas pelo esgoto bruto, que provavelmente estava menos concentrado, devido a grande quantidade de chuvas na semana da coleta.

O efluente da Etapa 4 apresentou cor e DO nos três comprimentos de onda significativamente maiores ($p<0,05$) que os efluentes das outras etapas e turbidez menor ($p<0,05$) que os efluentes da etapa 1 e 2. A turbidez menor, deve-se provavelmente ao esgoto bruto e o aumento na cor uma maior concentração de microalgas.

A variação nos efluentes de estudo é esperada, visto que utilizou-se esgoto bruto obtido na estação de tratamento como meio de cultivo das microalgas. No entanto, as variações observadas não são muito grandes.

O pH e a concentração celular são parâmetros que influenciam diretamente o processo de coagulação e floculação. Roselet et al. (2017) constataram em seu estudo uma relação linear entre concentração da biomassa e dosagem requerida, no entanto, outros estudos mostram que existem outras relações (BARROS et al., 2015). Ainda que a relação entre dosagem requerida e concentração de biomassa do efluente não seja clara, sabe-se que este é um fator chave, e por tanto, aferiu-se a cor aparente, turbidez, DO e SST.

Roselet et al. (2017) investigou os efeitos do pH, salinidade, concentração de biomassa e matéria orgânica de algas (AOM) na eficiência de quatro floculantes catiônicos comerciais. Obteve eficiência de recuperação maior que 90% utilizando Tanfloc SG, para separar *Chlorella vulgaris* e *Nannochloropsis oculata* crescidas em água deionizada e sais puros, com uma concentração inicial de biomassa de 330, 610 e 1240 mg.L⁻¹ e pH variando de 5,0 a 9,0.

Mezzari et al. (2014) também obteve eficiência maior que 90% utilizando Tanfloc para recuperar *Chlorella vulgaris* crescida em efluente suíno digerido com turbidez inicial de 47,0; 134,0; 248,0 e 394,0 UNT.

Udom et al. (2013), cultivou algas selvagens semelhantes à *Chlorella* em fotobiorreatores, escala piloto, alimentado com efluente de digestor anaeróbio. Alcançou em seus estudos de separação, eficiência maior que 90% utilizando sulfato alumínio para separar biomassa de microalgas crescidas em esgoto com turbidez inicial de 60 UNT. É possível constatar por meio da Tabela 9 que os efluentes utilizados estão em consonância com os efluentes utilizados em outros estudos.

5.2 Ensaio de Coagulação/Floculação Seguidas de Sedimentação

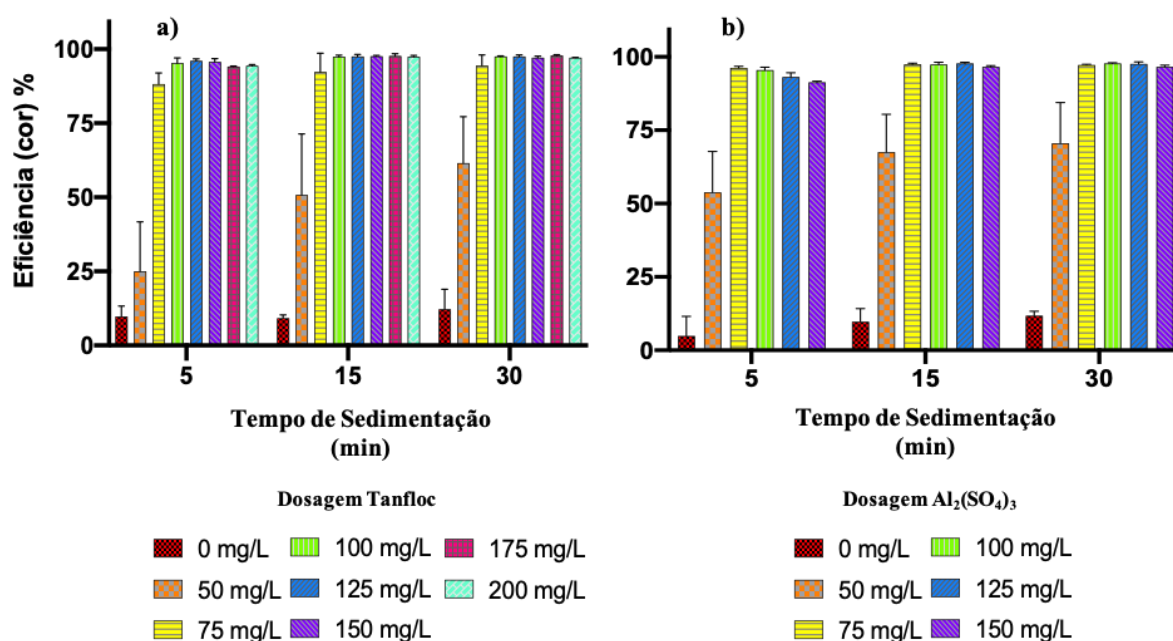
5.2.1 Eficiência de Remoção

Na Figura 12 estão apresentados os resultados obtidos para a eficiência de remoção de cor para o Tanfloc SG e o sulfato de alumínio respectivamente.

Na Figura 12 a) pode-se observar que o Tanfloc atingiu uma ER_C próxima a 90,0% com a dosagem de 75 mg.L⁻¹ e 5 minutos de sedimentação. Para o mesmo tempo de sedimentação a dosagem de 100 mg.L⁻¹ alcançou uma ER_C de 95,3±1,7%, sendo significativamente maior ($p < 0,05$) do que a dosagem de 75 mg.L⁻¹. Não houve variação significativa ($p > 0,05$) entre os tempos de 5, 15 e 30 minutos de sedimentação, para as dosagens de 75, 100 e 125 mg.L⁻¹. A ER_C

para as dosagens de 150, 175 e 200 mg foi ligeiramente superior ($p < 0,05$) para o tempo de sedimentação de 30 minutos comparado ao tempo de sedimentação de 5 minutos. Não houve variação significativa ($p > 0,05$) entre as dosagens de 100, 125, 150, 175 e 200 mg.L⁻¹ em todos os tempos de sedimentação analisados. Os resultados apresentados na Figura 12 a) indicam que a dosagem ótima para a recuperação da biomassa, levando em consideração o parâmetro cor aparente, foi 100 mg.L⁻¹ de Tanfloc com um tempo de sedimentação de 5 minutos.

Figura 12 – ER_C para Tanfloc (a) e Sulfato de Alumínio (b).



Fonte: Própria autora.

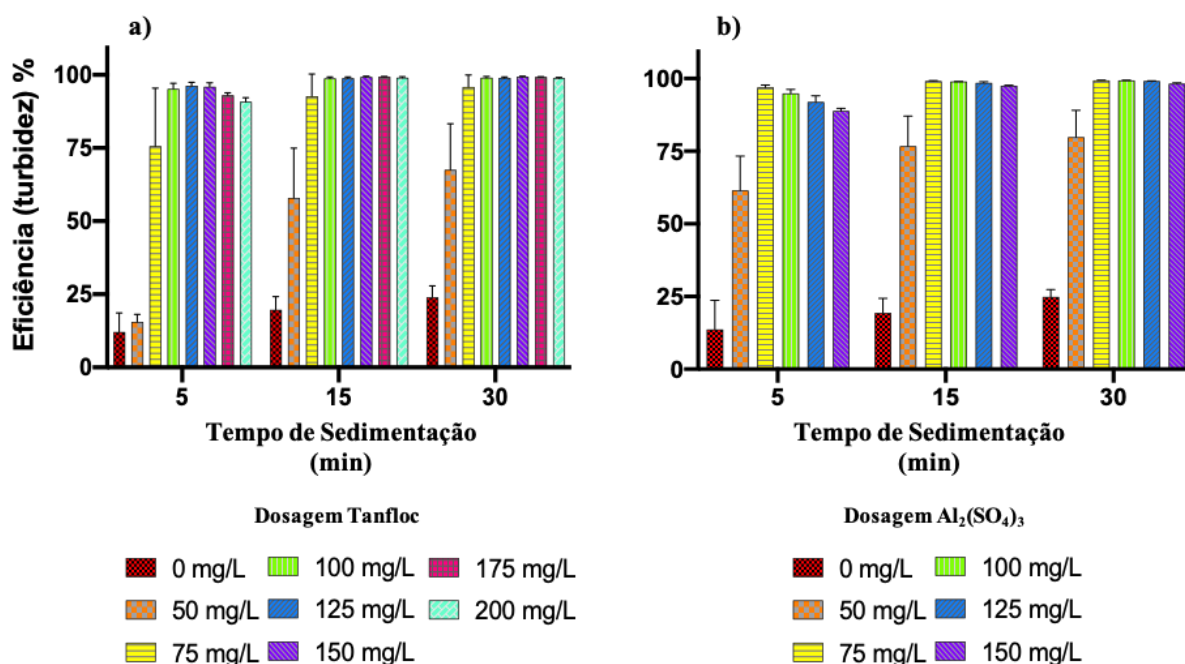
Já para o sulfato de alumínio Figura 12 b) obteve-se uma ER_C de 96,3±0,5 % com a dosagem de 75 mg.L⁻¹ no tempo de sedimentação de 5 minutos, não havendo variação significativa ($p > 0,05$) para a dosagem de 100 mg.L⁻¹. As eficiências obtidas com as dosagens de 125 e 150 mg.L⁻¹ foram significativamente menores ($p < 0,05$) do que a obtida com 100 mg.L⁻¹. Diferente do que observado para o Tanfloc, o aumento no tempo de sedimentação de 5 para 15 minutos ocasionou uma melhora significativa ($p < 0,05$) nas ER_C obtidas com todas as dosagens de sulfato de alumínio. Por meio dos resultados apresentados na Figura 12 b não foi constatado variação significativa na eficiência ($p > 0,05$) entre os tempos de 15 e 30 minutos para as dosagens de 75, 100, 125 e 150 mg.L⁻¹.

Por meio dos resultados apresentados na Figura 12 b a dosagem ideal de sulfato de alumínio para a recuperação da biomassa, tendo em vista o parâmetro cor aparente, foi

75 mg.L⁻¹. Mesmo o tempo de 15 minutos alcançando uma maior eficiência, considerou-se o tempo de 5 minutos como ideal, já que eficiência alcançada foi maior que 90%. É importante destacar que taxas de velocidade maiores, resultam em sedimentadores menores devido a menores tempos de sedimentação.

Na figura 13 estão apresentados os resultados das eficiências de remoção de turbidez para o Tanfloc (Figura 13 a) e para o sulfato de alumínio (Figura 13 b).

Figura 13 – ER_T para Tanfloc (a) e Sulfato de Alumínio(b)



Fonte: Própria autora.

A dosagem de 100 mg.L⁻¹ de Tanfloc obteve eficiência significativamente maior ($p < 0,05$) que a dosagem de 75 mg.L⁻¹, com 5 minutos de sedimentação, alcançando uma ER_T de 95,1±1,9%. Não houve variação significativa ($p > 0,05$) entre as dosagens de 100, 125, 150 e 175 mg.L⁻¹, no entanto, a ER_T com a dose de 200 mg.L⁻¹ foi significativamente menor ($p < 0,05$) do que a atingida com a de 100 mg.L⁻¹, para o tempo de sedimentação de 5 minutos. Já para os tempos de sedimentação de 15 e 30 minutos não houve variação significativa ($p > 0,05$) entre as dosagens de 100, 125, 150, 175 e 200 mg.L⁻¹, indicando que os flocos formados para a concentração de 200 mg.L⁻¹ apresentam velocidade entre 1,4 cm.min⁻¹ e 0,23 cm.min⁻¹. Os tempos de sedimentação de 15 e 30 minutos apresentaram melhores resultados de eficiência quando comparados ao tempo de 5 minutos ($p < 0,05$), no entanto com 5 minutos foi capaz de se atingir um ER_T maior que 90%. Para a remoção de turbidez, a dosagem ótima foi de 100 mg.L⁻¹

em 5 minutos, visto que na literatura considera satisfatório eficiências maiores que 90% (ABDUL HAMID et al., 2014; GRANADOS et al., 2012; ROSELET et al., 2015).

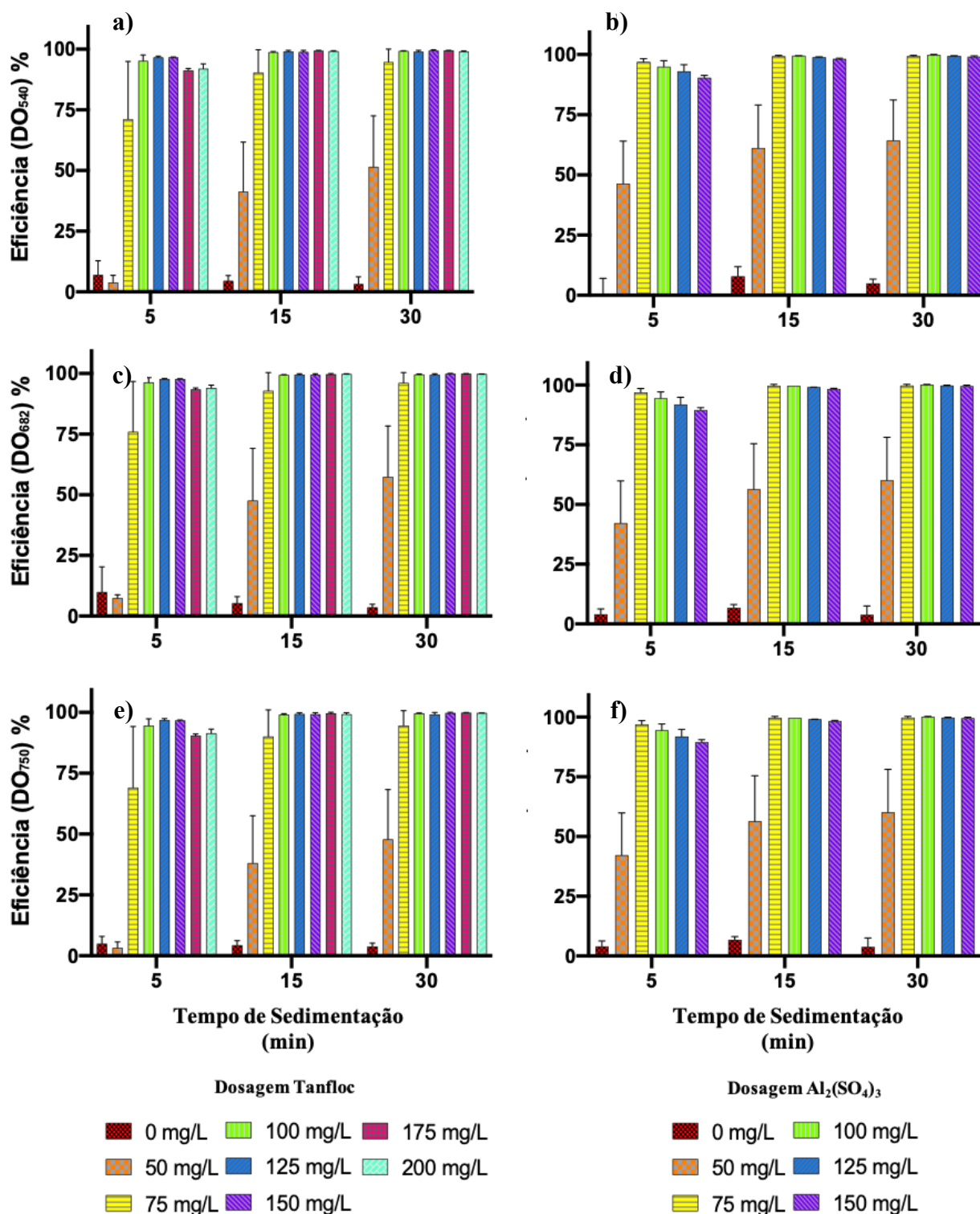
Mezzari et al. (2014) obtiveram em seu estudo 93,0% de eficiência (considerando a turbidez) para recuperação de biomassa crescida em efluente suíno pré digerido, com turbidez inicial de 154 UNT, utilizando 120 mg.L⁻¹ de Tanfloc e 0,01 de PAM com 15 minutos de sedimentação.

Pode-se observar por meio da Figura 13 b) o mesmo comportamento apresentado na Figura 12 b), na qual obteve-se uma ER_T de 97,0±0,8% com a dosagem de 75 mg.L⁻¹ no tempo de sedimentação 5 minutos. Não há variação significativa ($p>0,05$) entre as dosagens de 75 e 100 mg.L⁻¹, já as eficiências obtidas com as dosagens de 125 e 150 mg.L⁻¹, foram significativamente menores ($p<0,05$). Para os tempos de sedimentação de 15 e 30 minutos não houve variação significativa ($p>0,05$) entre as eficiências das dosagens de 75, 100, 125 e 200 mg.L⁻¹. Em relação ao tempo de sedimentação, também houve melhora ($p<0,05$) na eficiência para todas as dosagens com o aumento 5 minutos para 15 minutos. Não houve variação significativa ($p>0,05$) com o aumento do tempo de sedimentação 15 para 30 minutos para as eficiências obtidas com as dosagens de 75, 100, 125 e 150 mg.L⁻¹. Assim como para o parâmetro cor, a dosagem ótima foi de 75 mg.L⁻¹ e 5 minutos de sedimentação.

Udom et al. (2013) alcançou eficiência de 91,0% em 30 minutos de sedimentação utilizando uma dosagem de 140 mg.L⁻¹ sulfato de alumínio para separar biomassa de microalgas crescidas em efluente tratado com turbidez inicial de 60 UNT.

Na Figura 14 estão apresentados os resultados da eficiência de remoção de DO para os comprimentos de onda 540 (a), 682 (b) e 750 (c).

Figura 14 – ER_{DO540} para Tanfloc (a) e sulfato de alumínio (b), da DO₆₈₂ para Tanfloc (c) e sulfato de alumínio(d) e da DO₇₅₀ para Tanfloc (e) e sulfato de alumínio(f)



Fonte: Própria autora.

A DO é também um parâmetro para avaliação da remoção das células microalgais em suspensão, uma vez que algumas substâncias e íons do meio extracelular podem acarretar em

diferenças na eficiência da floculação medida por meio da turbidez e cor aparente (ROSELET et al., 2015). Neste estudo observou-se uma semelhança entre o comportamento dos parâmetros analisados, apresentados nas Figuras 12, 13 e 14. Este comportamento indica que os parâmetros cor aparente, turbidez e as densidades óticas são adequados para mensurar a eficiência de floculação.

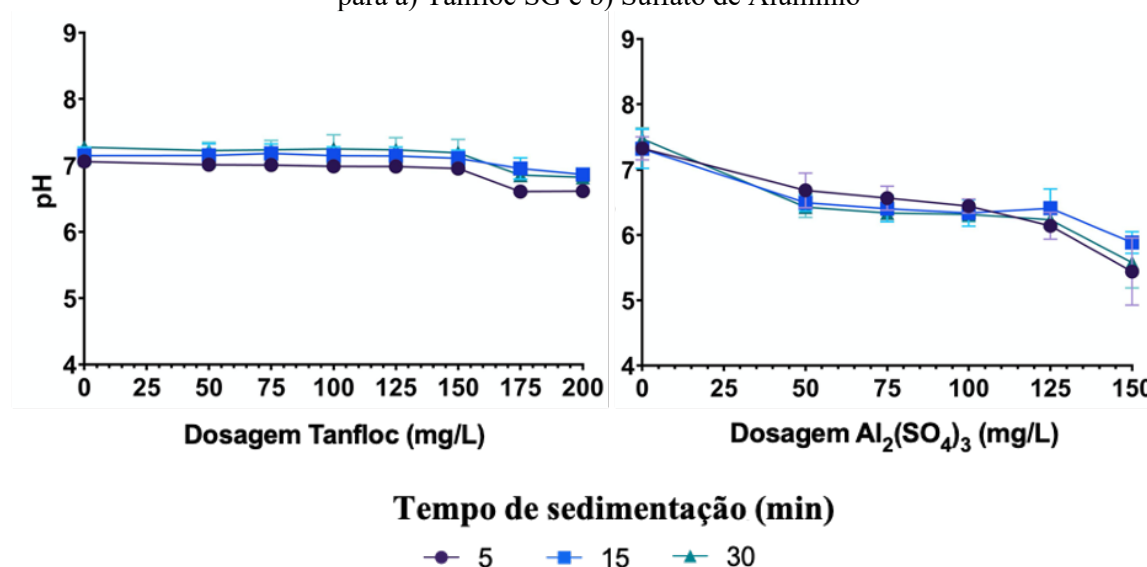
Para o Tanfloc a dosagem ótima foi de 100 mg.L^{-1} no tempo de 5 minutos, com $ER_{DO}(540)$ de $99,0 \pm 0,5$, $ER_{DO}(682)$ $99,3 \pm 0,1$ e $ER_{DO}(6750)$ $94,6 \pm 2,7$.

Já para o sulfato de alumínio a dosagem ótima foi de 75 mg.L^{-1} no tempo de 5 min com $ER_{DO}(540)$ de $94,9 \pm 2,5$, $ER_{DO}(682)$ $96,2 \pm 1,8$ e $ER_{DO}(750)$ $94,5 \pm 2,7$.

5.2.2 Comportamento do pH

Na Figura 15 estão ilustrados os valores de pH medidos após o ensaio de coagulação/floculação para os tempos de sedimentação de 5, 15 e 30 minutos.

Figura 15 – Comportamento do Valor pH Após a Coagulação/Floculação seguida de Sedimentação para a) Tanfloc SG e b) Sulfato de Alumínio



Fonte: Própria autora

Por meio da Figura 15 pode-se observar uma grande diferença no comportamento do pH entre os coagulantes estudados. Para o Tanfloc, no tempo de sedimentação de 5 minutos e 30 minutos, não há alteração significativa do pH ($p > 0,05$) entre o efluente controle (0 mg.L^{-1}) e as dosagens de 25, 50, 75, 100, 125, 150. No entanto o valor de pH das dosagens de 175 e 200 mg.L^{-1} foram significativamente menores ($p < 0,05$). Já para os tempos de 15 minutos apenas

a dosagem de 200 mg.L⁻¹ apresentou variação significativa. Mezzari et al. (2014) também observou em seu trabalho uma leve queda no valor de pH com o aumento da dosagem, provavelmente devido ao pH ácido do coagulante.

Já para o sulfato de alumínio houve variação significativa no valor do pH ($p < 0,05$), entre o controle e todas as dosagens estudadas, para os três tempos de sedimentação. O menor valor de pH foi $5,40 \pm 0,50$ atingido com a dosagem de 150 mg.L⁻¹ no tempo de 5 minutos de sedimentação.

Ao ser adicionado ao efluente o sulfato de alumínio sofre hidrólise, liberando prótons, estes consomem a alcalinidade do meio. Na ausência de substâncias tamponantes como carbonatos, o pH pode decrescer drasticamente (SANTOS LEMOS; QUINTINO DE AGUIAR FILHO; CAVALLINI, 2020). Já o Tanfloc atua em uma ampla faixa de pH, não consome a alcalinidade e portanto não altera o valor de pH do mesmo (YIN, 2010). Neste sentido, o Tanfloc apresenta vantagem sobre o sulfato de alumínio, já que dispensa o uso de alcalinizantes, diminuindo os gastos com produtos químicos.

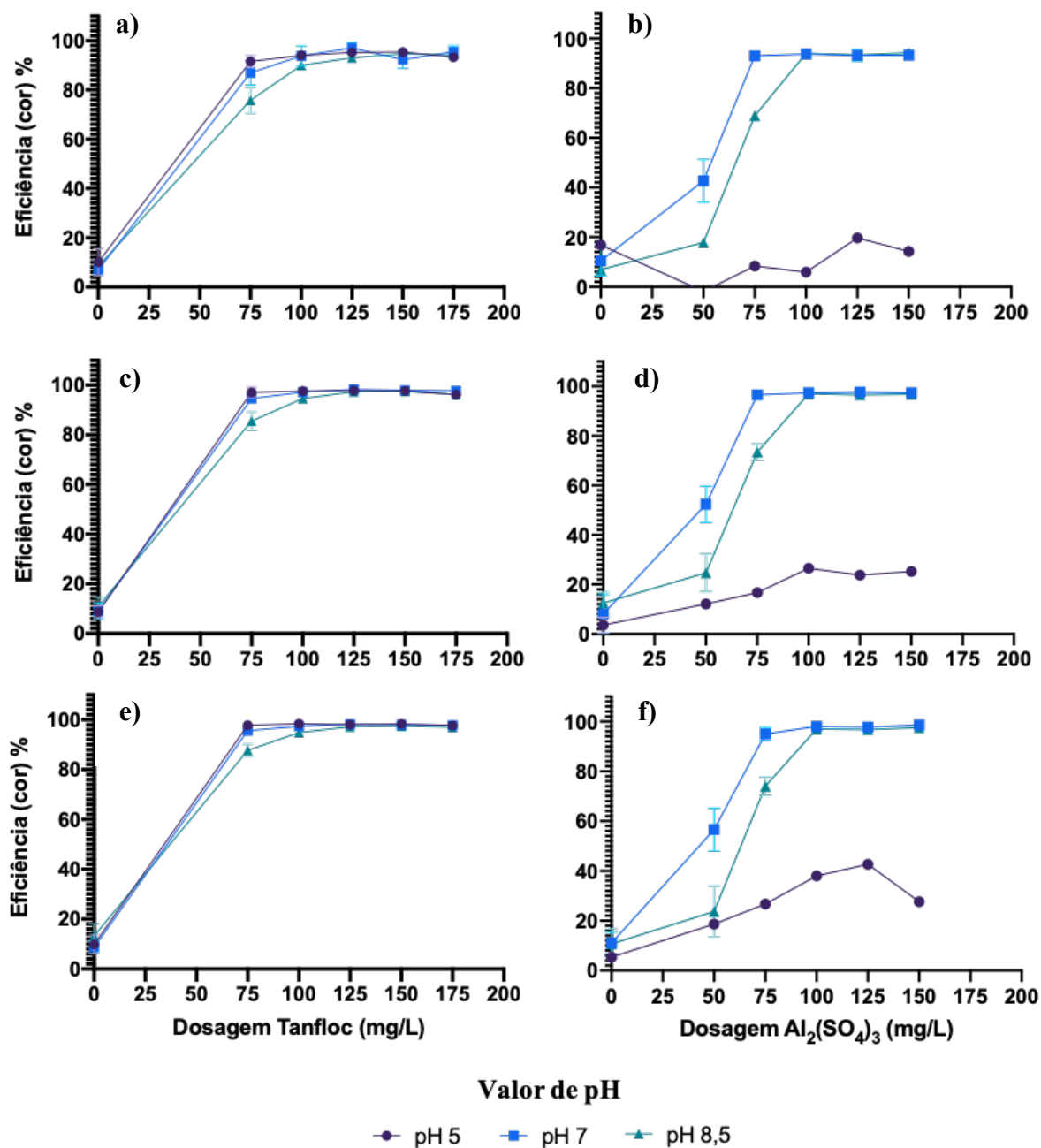
5.3 Interferência do valor do pH na eficiência de remoção de cor, turbidez e DO

O valor de pH do meio desempenha um importante papel no processo de coagulação/floculação, isto porque influencia diretamente a carga superficial das partículas em suspensão (TCHOBANOGLIOUS; BURTON; STENSEL, 1991). Para a coagulação, utilizando sais metálicos, como o sulfato de alumínio, o pH é um fator determinante, visto que este altera toda a dinâmica de equilíbrio da hidrólise (DOMÍNGUEZ et al., 2007).

Nas Figuras 16, 17 e 18 estão apresentados os resultados das eficiências de remoção de DO obtidas para o Tanfloc e sulfato de alumínio com os valores de pH igual à 5,0; 7,0 e 8,5.

Para o Tanfloc com 5 minutos de tempo de sedimentação (Figura 16 a), entre o pH 5,0 e 7,0 não houve variação significativa ($p > 0,05$) na ER_C de todas as dosagens. Entre os pH 5,0 e 8,5 as dosagens 75, 100 e 125 mg.L⁻¹ do pH 8,5 resultaram em ER_C significativamente menores ($p < 0,05$). Entre os pH 7,0 e 8,5 as ER_C obtidas com as dosagens de 75 e 125 mg.L⁻¹ foram significativamente menores ($p < 0,05$) para o pH 8,5.

Figura 16 – Interferência do pH na ER_C a) Tanfloc-5 minutos de sedimentação b) Sulfato de alumínio- 5 minutos de sedimentação c) Tanfloc - 15 minutos de sedimentação d) Sulfato de alumínio- 15 minutos de sedimentação e) Tanfloc - 30 minutos de sedimentação f) Sulfato de alumínio- 30 minutos de sedimentação



Fonte: Própria autora.

No tempo de 15 minutos de sedimentação (Figura 16 c) observou-se, comparando as eficiências entre o pH 5,0 e 7,0, que para dosagem de 175 mg.L⁻¹ a ER_C foi ligeiramente menor para o pH 5,0 ($p < 0,05$). Provavelmente a maior dosagem diminuiu o valor pH saindo da zona ótima de coagulação. Entre os valores de pH 5,0 e 8,5, as dosagens 75 e 100 mg.L⁻¹ do pH 8,5

resultaram em ER_C significativamente menores ($p < 0,05$). Entre os pH 7,0 e 8,5 as ER_C obtidas com as dosagens de 75, 100 e 125 mg.L⁻¹ foram significativamente menores ($p < 0,05$) para o pH 8,5.

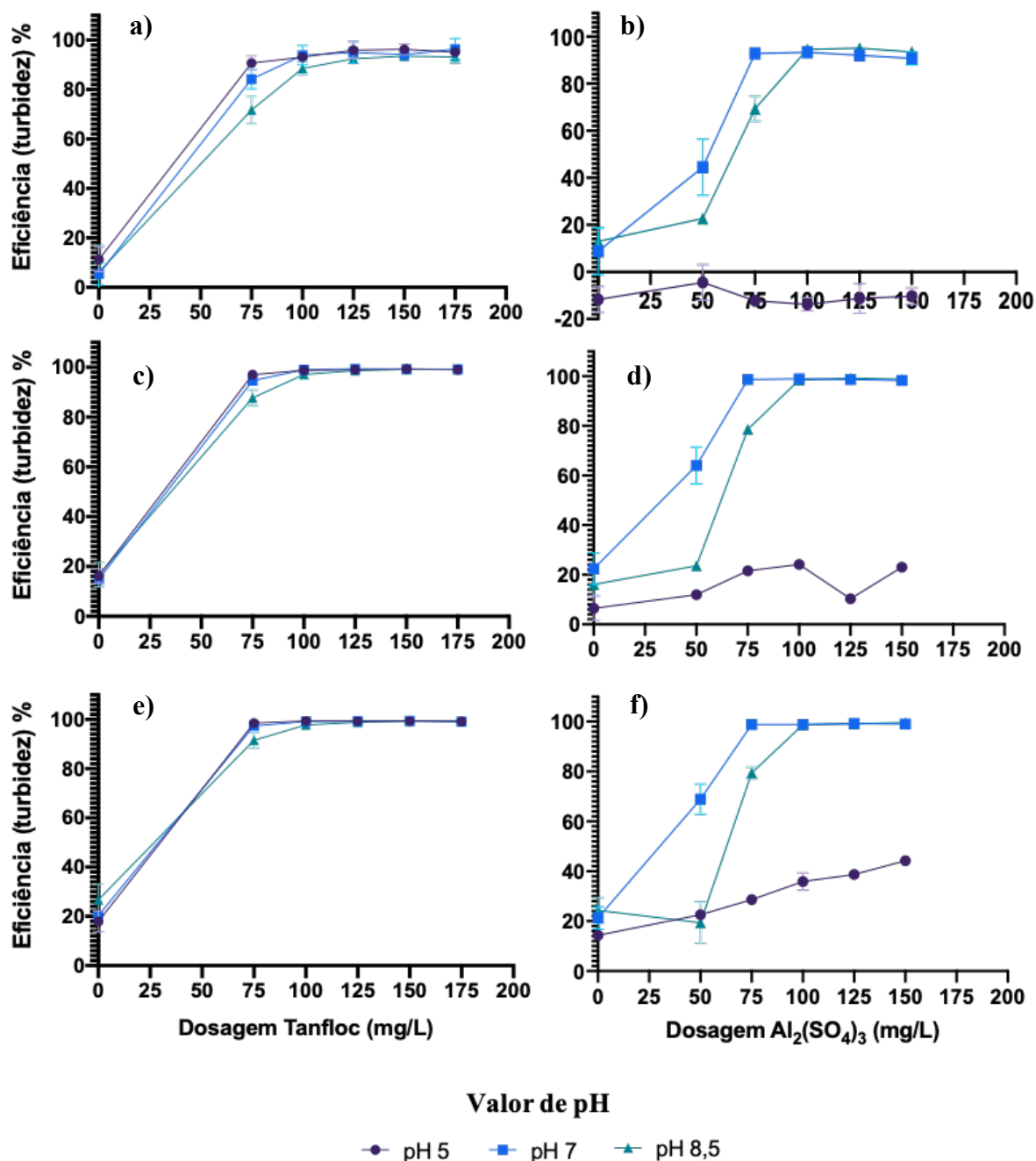
Assim como para o tempo de 5 e 15 minutos, em 30 minutos, não houve variação significativa na ER_C ($p > 0,05$) para todas as dosagens entre os valores de pH 5,0 e 7,0. Entre os valores de pH 5,0 e 8,5 houve variação significativa ($p < 0,05$) com as dosagens de 75 e 100 mg.L⁻¹ e entre os pH 7,0 e 8,5 com as dosagens 75, 100 e 125 mg.L⁻¹.

Vale ressaltar que as variações entre as ER_C foram pequenas havendo um leve decréscimo na ER_C com o pH 8,5, no entanto, nos três valores de pH obteve-se ER_c maior que 90%.

Para o sulfato de alumínio observa-se nos três tempos de sedimentação (Figura 16 b, d e f) uma grande variação nas ER_C obtidas com as dosagens de 50 e 75 mg.L⁻¹, sendo estas significativamente maiores para o pH 7,0. Não houve variação significativa ($p > 0,05$) nas ER_C para as dosagens de 100, 125 e 150 mg.L⁻¹ obtidas com os valores de pH 7,0 e 8,5. O valor de pH 5,0 não possibilitou uma eficiência satisfatória, sendo a maior ER_c 42,70±0,10 obtida com a dosagem de 125 mg.L⁻¹ com 30 minutos de sedimentação.

Para o Tanfloc com 5 minutos de sedimentação (Figura 17 a), entre o valor de pH 5,0 e 7,0 houve também não houve variação significativa ($p > 0,05$) na ER_T para todas as dosagens analisadas. Entre os pH 5,0 e 8,5, assim como para o parâmetro cor aparente, as dosagens de 75 e 100 mg.L⁻¹ do pH 8,5 resultaram em ER_T significativamente menores. Entre os pHs 7,0 e 8,5 as ER_T obtida com as dosagens de 75 mg.L⁻¹ foi significativamente menor ($p < 0,05$) para o valor de pH 8,5.

Figura 17 – Interferência do pH na ER_T a) Tanfloc-5 minutos de sedimentação b) Sulfato de alumínio- 5 minutos de sedimentação c) Tanfloc - 15 minutos de sedimentação d) Sulfato de alumínio- 15 minutos de sedimentação e) Tanfloc - 30 minutos de sedimentação f) Sulfato de alumínio- 30 minutos de sedimentação

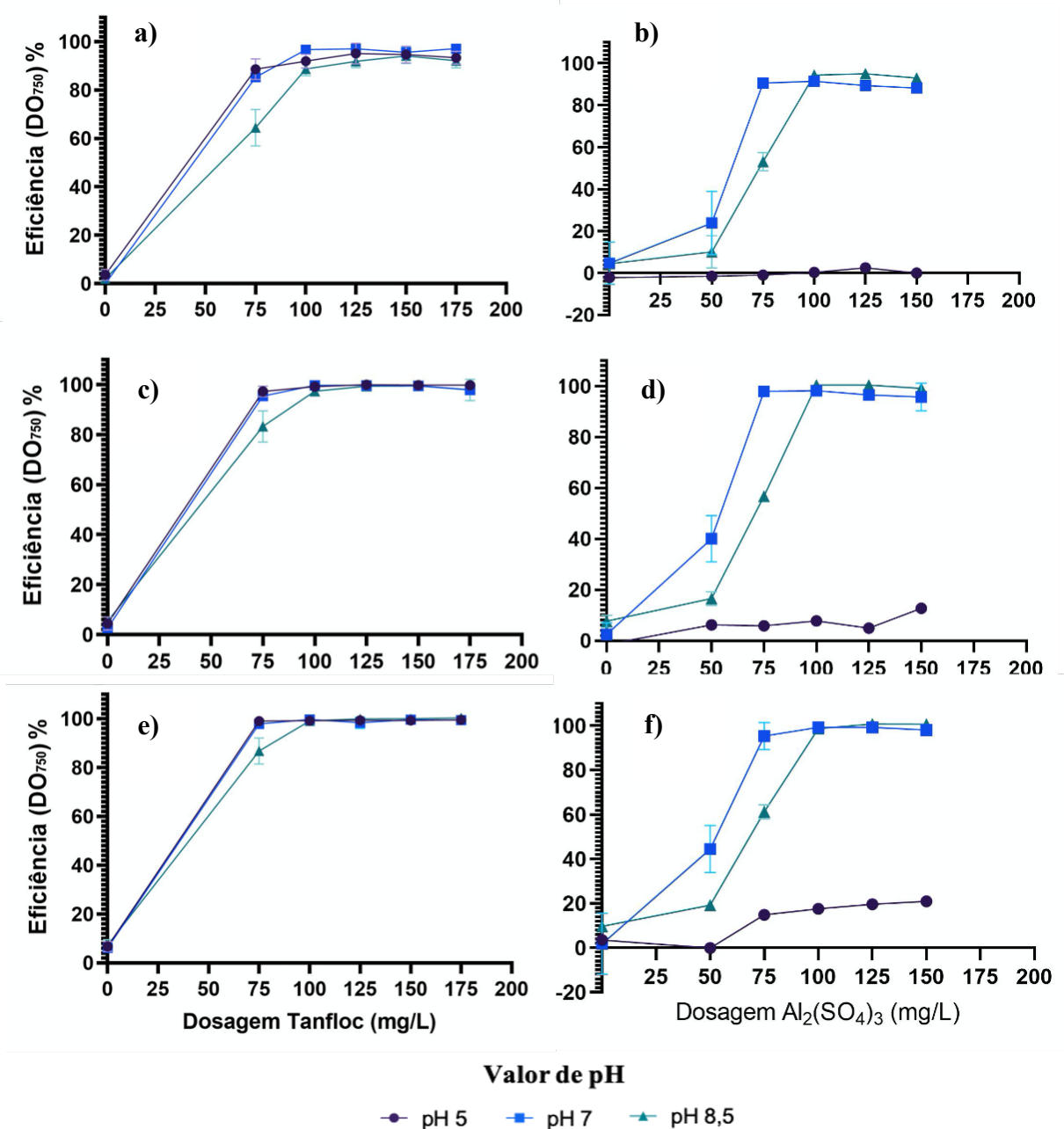


Fonte: Própria autora.

Para o sulfato (Figura 17 b, d e f) constata-se uma grande variação na ER_T obtidas com as dosagens de 50 e 75 mg.L⁻¹. Por exemplo, com 5 minutos de sedimentação, para o pH 8,5 as

dosagens de 50 e 75 mg.L⁻¹ obtiveram ER_T de 22,7±0,3 e 69,7±0,4 respectivamente, em contraste com 44,5±11,0 e 92,8±0,9 obtidas com o pH 7,0. Não houve variação significativa ($p>0,05$) nas ER_T das dosagens 100, 125 e 150 mg.L⁻¹ obtidas com os valores de pH 7,0 e 8,5. O valor de pH 5 não possibilitou uma eficiência satisfatória, sendo a maior ER_T 44,3±1,0 obtida com a dosagem de 150 mg.L⁻¹ com 30 minutos de sedimentação.

Figura 18 – Interferência do pH na ER_{DO 750} a) Tanfloc-5 minutos de sedimentação b) Sulfato de alumínio- 5 minutos de sedimentação c) Tanfloc - 15 minutos de sedimentação d) Sulfato de alumínio- 15 minutos de sedimentação e) Tanfloc - 30 minutos de sedimentação f) Sulfato de alumínio- 30 minutos de sedimentação.



Fonte: Própria autora.

Na Figura 18 observa-se o mesmo comportamento verificado nas Figuras 17 e 16 para os parâmetros de cor aparente e turbidez, havendo uma pequena perda na ER_{DO} do Tanfloc com o pH de 8,5. Enquanto para o $Al(SO_3)_4$ nenhuma dosagem alcançou ER_{DO} satisfatória no pH 5,0, e no pH 8,5 foi necessário um aumento de 25% na quantidade de coagulante para atingir a mesma ER_{DO} do pH 7,0.

Pode-se observar nas Figura 16 a 18 uma grande diferença no comportamento das ER entre o Tanfloc e o $Al(SO_3)_4$. Sendo que o Tanfloc foi capaz de alcançar em 5, 15 e 30 minutos de sedimentação ER_C , ER_T e ER_{DO} maiores que 90% nos 3 valores de pH analisados. Para os 3 parâmetros ilustrados nas Figuras 16 a 18 (Cor Aparente, Turbidez e DO_{750}) o Tanfloc perde eficiência com o valor de pH 8,5. A perda de eficiência em valores de pH alcalinos pode ser justificado pela diminuição na capacidade de neutralização de cargas, visto que o fabricante informa que o ponto de carga 0 do coagulante é atingido com o pH 8,17. Mezzari et al. (2014) constatou que para concentrações de biomassa maiores que 86 mg.L^{-1} condições levemente ácidas (pH 5,0-6,0) são favoráveis para o Tanfloc. Roselet et al. (2015) também constatou perda de eficiência com o aumento no valor do pH de 7,0 para 9,0, sendo necessário 3x mais coagulante para atingir uma eficiência satisfatória.

A diferença entre ambos coagulantes está relacionada a natureza química dos mesmos, o Tanfloc é um polímero natural catiônico que quando adicionado no meio atua neutralizando a carga das microalgas e formando ponte entre os flocos (CORAL; BERGAMASCO; BASSETTI, 2009). Já o alumínio pode atuar neutralizando cargas ou por varredura (formação de precipitado amorfo), em solução é hidrolisado liberando íons H^+ no meio. Quando a alcalinidade não é suficiente, permanece na forma solúvel dificultando a floculação (TREVISAN, 2014).

A diferença observada entre o comportamento da eficiência dos coagulantes com a mudança no valor do pH, mostra uma grande vantagem do Tanfloc sobre o sulfato de alumínio, visto que o Tanfloc apresentou ER satisfatória (>90%) nas faixas de pH ácida, neutra e alcalina e o sulfato de alumínio não é efetivo com o pH ácido.

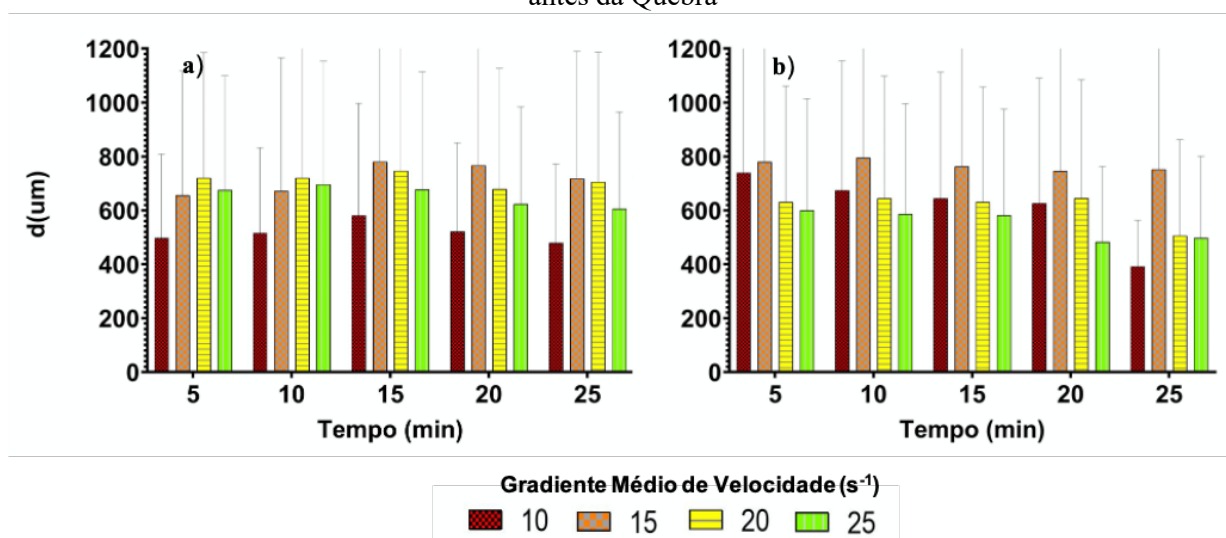
Para as DO_{540} e DO_{682} observou-se exatamente o mesmo comportamento da DO_{750} (Figura 19 e 20 Apêndice C).

5.4 Efeito do Gradiente de Velocidade na Formação dos Flocos

5.4.1 Análise de Imagem

Na Figura 19 está apresentado a média dos diâmetros máximos obtidos com os gradientes de velocidade média de mistura lenta de 10, 15, 20 e 25 s^{-1} , nos tempos de 5, 10, 15, 20 e 25 minutos para a) Tanfloc e b) sulfato de alumínio.

Figura 19 – Diâmetro Máximo Obtidos com 10, 15, 20 e 25 s^{-1} com a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio antes da Quebra



Fonte: Própria autora.

Pode-se observar na Figura 19 a) nos tempos de floculação de 5 e 10 minutos, que o gradiente de velocidade de 20 s^{-1} , produziu flocos significativamente maiores que os outros GMV. Já para os tempos de floculação de 15 e 20 minutos, o GMV 15 s^{-1} produziu flocos significativamente maiores ($p < 0,05$). No tempo de floculação de 25 minutos não houve variação significativa ($p > 0,05$) no tamanho dos flocos produzidos com os gradientes de velocidade de 15 s^{-1} e 20 s^{-1} . O GMV de 10 s^{-1} produziu flocos significativamente menores ($p < 0,05$) que todos os outros gradientes de velocidade, com esse gradiente de velocidade os flocos crescem até 15 minutos atingindo uma média de $D_{máx}$ de 581 ± 415 μm . O GMV de 15 s^{-1} produziu a maior média de $D_{máx}$ comparado aos outros GMV, chegando em 780 ± 522 μm com 15 minutos de floculação, com 20 e 25 minutos os flocos foram significativamente menores. O GMV de 20 s^{-1} produziu o maior valor médio de $D_{máx}$ no tempo de 15 minutos, alcançando 746 ± 487 μm . Com GMV de 25 s^{-1} observa-se um comportamento diferente dos outros GMV, produzindo a maior média de $D_{máx}$ em 10 minutos, 696 ± 457 μm .

Na figura 19 b) pode-se observar em todos os tempos de floculação, que o GMV de 15 s^{-1} produziu flocos significativamente maiores, alcançando uma média de $D_{\text{máx}}$ de $795 \pm 560 \text{ }\mu\text{m}$ com 10 minutos de floculação, com esse GMV, a variação de tamanho de um tempo de floculação para o outro foi muito pequena, não ultrapassando $35 \text{ }\mu\text{m}$, não havendo variação significativa ($p > 0,05$) entre os tempos de floculação de 5, 10 e 15 minutos. O GMV de 10 s^{-1} produziu o maior floco com apenas 5 minutos de floculação, apresentando uma média de $D_{\text{máx}}$ de 739 ± 530 , após os 5 minutos os flocos foram diminuindo de tamanho, indicando que o ponto de equilíbrio foi alcançado em 5 minutos. A maior média de $D_{\text{máx}}$ obtida com o GMV de 20 s^{-1} foi 645 ± 439 com 20 minutos de floculação, no entanto, não houve variação significativa ($p > 0,05$) entre os tempos de 5, 10, 15 e 20 minutos, indicando que em 5 minutos os flocos alcançam o platô do crescimento. O GMV de 25 s^{-1} produziu a menor média de $D_{\text{máx}}$ nos tempos de 5, 10, 15 e 20 minutos.

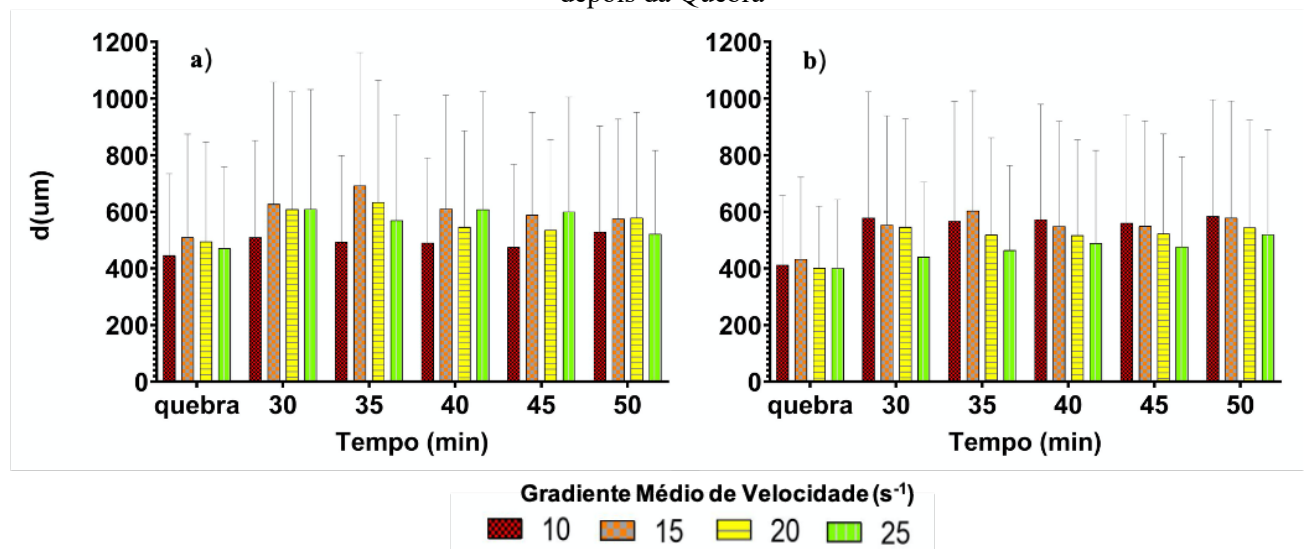
Tanto para os flocos formado com Tanfloc (Figura 19 a) quanto para os flocos formados com o Sulfato de alumínio (Figura 19 b) observa-se que em 5 minutos, os flocos já atingem valores médios de $D_{\text{máx}}$ próximos ao máximo. Para todos os gradientes de velocidade, os flocos atingem um equilíbrio (platô), esse equilíbrio é alcançado devido as taxas de agregação e ruptura, durante a fase de crescimento inicial, a taxa de agregação é maior que a de ruptura fazendo com que haja um rápido crescimento dos flocos, à medida que os flocos aumentam de tamanho, a taxa de ruptura vai ficando mais significativa até o ponto onde não há aumento de tamanho (JARVIS; JEFFERSON; PARSONS, 2005). Para os flocos obtidos com sulfato de alumínio, os flocos atingem seu tamanho máximo em menos tempo, no entanto, os GMV de 20 e 25 s^{-1} , sofrem uma perda significativa de tamanho. O equilíbrio entre agregação e ruptura dos flocos pode ser afetado por rupturas irreversíveis, fazendo com que haja perda de tamanho, um tempo excessivo de floculação pode levar a redução no tamanho dos flocos. O Δd (resultados apresentados no Apêndice H) indicou que para o Tanfloc, com os de GMV 10 e 15 s^{-1} o platô só foi atingido em 10 minutos, enquanto que para 20 e 25 s^{-1} é atingido em 5 minutos. O equilíbrio entre agregação e ruptura pode ser atingido mais rapidamente com gradientes de velocidade mais elevados (SPICER; KELLER; PRATSINIS, 1996).

O GMV de 15 s^{-1} produziu a maior média de $D_{\text{máx}}$ para ambos coagulantes, os flocos obtidos apresentaram tamanhos similares, não havendo variação significativa entre as médias de $D_{\text{máx}}$ obtidas com o Tanfloc e sulfato de alumínio, indicando que o Tanfloc é uma boa alternativa ao sulfato de alumínio sem prejuízo no tamanho das partículas e tendo a vantagem de ser menos afetado pelo excesso de floculação.

ZHANG et al. (2019), avaliou em seu estudo o efeito do GMV no tamanho dos flocos de biomassa de microalgas formados com cloreto de alumínio, analisou os GMV de 3, 6, 9, 12, 18 e 24 s^{-1} , o maior floco alcançou 546,36 μm com o GMV 3 s^{-1} e a medida que o GMV foi aumentando o tamanho dos flocos foi decrescendo até atingir 74,28 μm . Observou uma alta linearidade entre o tamanho do floco no platô e o GMV em uma escala log-log. A relação linear observada por Zhang et. al. (2019) não é observada nesse estudo ($R=0,26$), geralmente gradientes de velocidade mais baixos originam flocos maiores, no entanto, o resultado apresentado na Figura 19 contraria a tendência.

Na figura 20 está apresentado a média dos $D_{m\acute{a}x}$ obtidos após a quebra dos flocos submetidos ao gradiente de velocidade inicial (200 s^{-1}) e depois a refloculação com os GMV 10, 15, 20 e 25 s^{-1} para a) Tanfloc e b) sulfato de alumínio.

Figura 20 – Diâmetro Máximo Obtidos com 10, 15, 20 e 25 s^{-1} com Tanfloc e Sulfato de Alumínio depois da Quebra



Fonte: Própria autora.

Pode-se observar através da Figura 20 a) que os flocos reduziram de tamanho, alcançando o menor $D_{m\acute{a}x}$ com o GMV de 10 s^{-1} (446 ± 289 μm), em contraste, o $D_{m\acute{a}x}$ após a quebra foi 510 ± 365 obtido com o GMV de 15 s^{-1} , mesmo que a diferença seja estatisticamente diferente ($p < 0,05$) não há uma grande variação. Na refloculação a maior média de $D_{m\acute{a}x}$ também é obtida com o GMV de 15 s^{-1} (693 ± 470) com 35 minutos de refloculação.

Pode-se observar na figura 19 b) que houve redução de tamanho no $D_{m\acute{a}x}$ obtido com todos os GMV, sendo a menor média de $D_{m\acute{a}x}$ obtida com o GMV de 25 s^{-1} , assim como para o Tanfloc (19 a), não houve grande variação entre a média dos $D_{m\acute{a}x}$ obtidos após a quebra, variando de

401±242

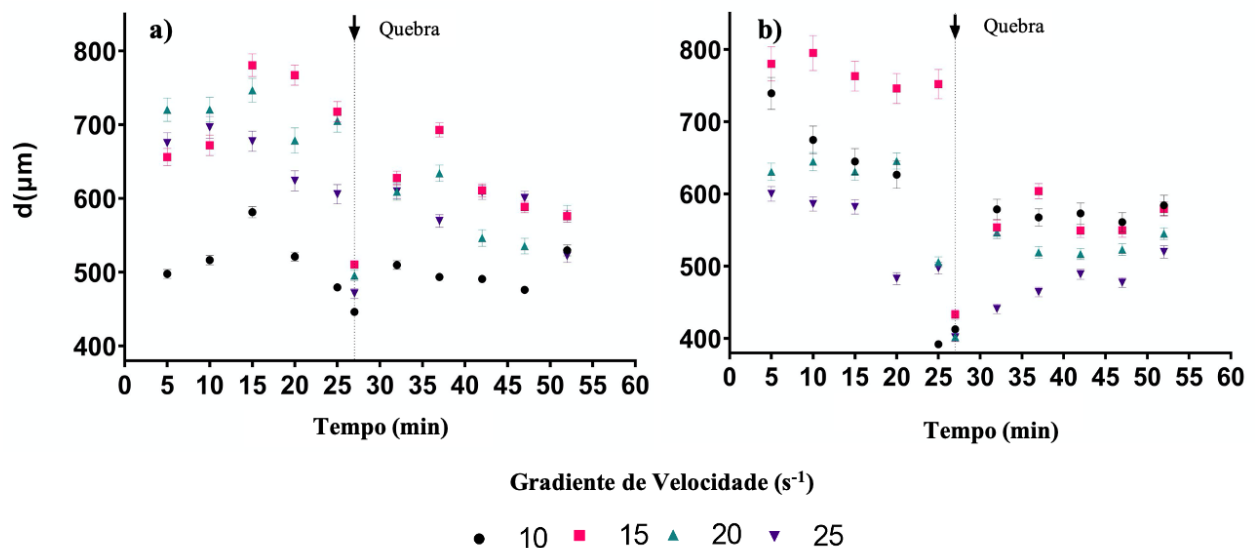
a

433±289 μm . Assim como na floculação, na refloculação usando o sulfato de alumínio o GMV 15 s^{-1} produziu a maior média de $D_{\text{máx}}$ alcançando $604 \pm 423 \mu\text{m}$ em 35 minutos.

Com ambos coagulantes em todos os gradientes de velocidade, os flocos quebrados aumentaram de tamanho quando o GMV foi igualado ao da floculação. Assim como para a floculação (Figura 19) a refloculação (Figura 20) atinge o platô rapidamente para todos os gradientes de velocidade estudados. No entanto, na refloculação o Tanfloc foi capaz de produzir um flocos significativamente maior, apresentando vantagem quando comparado ao sulfato de alumínio. Os efeitos dos gradientes de velocidade na força dos flocos e na recuperação serão discutidos posteriormente na seção 5.4.3.

Na Figura 21 está apresentado as médias dos $D_{\text{máx}}$ durante a floculação, quebra e refloculação, consistindo no agrupamento dos dados apresentados nas Figuras 19 e 20, com as barras representando 95% de confiança, possibilitando uma melhor visualização para comparar a floculação com a refloculação e avaliar a significância.

Figura 21 – Diâmetro Máximo Obtidos com 10, 15, 20 e 25 s^{-1} com a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio Durante o Ensaio da Etapa 3, as barras indicam um intervalo de confiança de 95%



Fonte: Própria autora.

É possível observar na Figura 21 a) para o Tanfloc o platô antes e depois da quebra, nitidamente, a médias dos $D_{\text{máx}}$ na refloculação é menor do que a observada na floculação. Para o sulfato de alumínio a diferença entre a floculação e a refloculação é ainda mais pronunciada

além do mais, os flocos sofreram mais com a quebra do que os obtidos com o Tanfloc, indicando menor resistência.

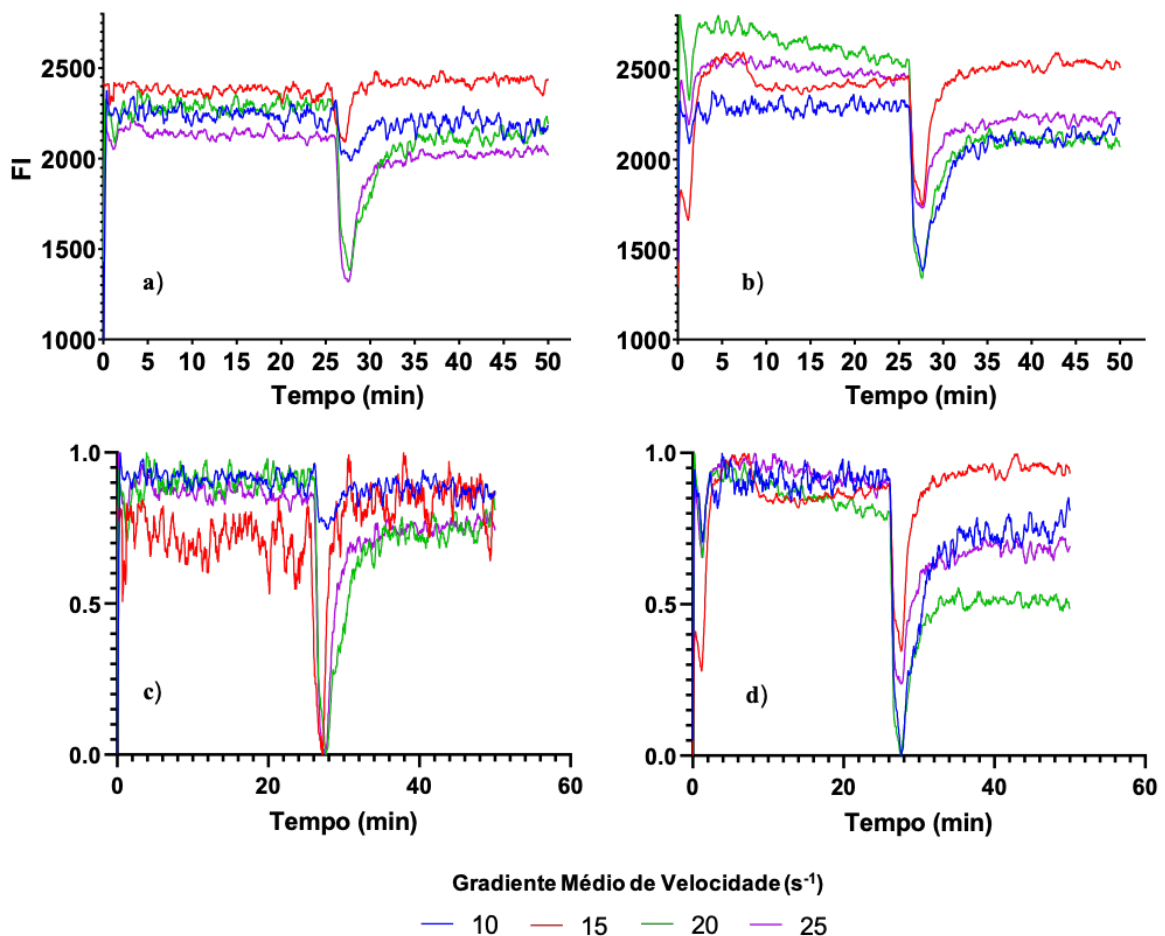
São poucos os trabalhos que avaliam a influência do gradiente de velocidade na floculação, quando tem-se interesse em comparar um coagulante com o outro, a análise de imagem pode revelar alguns fatores que não são facilmente determinados.

ZHANG et al. (2019) observou em seu trabalho uma variação de 476 μm no tamanho médio das partículas com a variação do GMV, essa variação é bem grande quando comparada com a variação observada neste estudo de 209 μm para o Tanfloc e 217 μm para o sulfato de alumínio.

5.4.2 PDA

Na Figura 22 está apresentado a evolução temporal do sinal FI para o Tanfloc (Figura 22 a) e sulfato de alumínio (Figura 22 b) e os sinais normalizados (Figura 22 c e d).

Figura 22 – Índice de Floculação Obtidos com 10, 15, 20 e 25 s^{-1} com a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio Durante o Ensaio da Etapa 3 e sinal normalizado para c) Tanfloc e d) Sulfato de alumínio



Fonte: Própria autora.

Pode-se observar claramente na Figura 22 a) de 0 a 25 minutos e de 35 a 50 minutos a formação do platô de equilíbrio entre formação e ruptura também observado na análise de imagens apresentada na seção 5, no tempo de 25 minutos tem-se uma queda no sinal devido a indução da quebra das partículas.

Para os flocos obtidos com o Tanfloc (Figura 22 a) observa-se grande proximidade entre as curvas antes da quebra, mesmo os testes estatísticos (ANOVA e teste t) indicando variação significativa entre os resultados, observa-se que a variação não é muito grande. Quando os resultados foram normalizados (Figura 19 b), observa-se a sobreposição dos sinais do GMV 10, 20 e 25 s⁻¹, indicando que a concentração das partículas é similar entre esses gradientes. O GMV de 15 s⁻¹ foi o único sinal que ficou deslocado dos demais, confirmando os resultados obtidos com a análise de imagem. Na seção anterior também observou-se uma pequena variação entre os flocos obtidos com os GMV analisados, tendo o GMV 15 s⁻¹ se destacado dos demais. No período de refloculação (25 a 50 minutos) observa-se que o floco obtido como GMV de 15 s⁻¹ atingiu sinal maior do que na floculação, o GMV de 10 s⁻¹ também promoveu uma boa refloculação alcançando quase o mesmo sinal da floculação. Apesar de haver uma boa recuperação no sinal obtido com os GMV de 20 e 25 s⁻¹, a recuperação é significativamente menor ($p < 0.05$) do que a observada para os GMV de 10 e 15 s⁻¹.

Na Figura 22 b observa-se no comportamento do sinal do índice de floculação para o Sulfato de alumínio um comportamento similar ao do Tanfloc, as curvas no período da floculação estão muito próximas umas das outras, na Figura 22 d que apresenta o sinal normalizado, fica claro que todos o GMV produziram um sinal muito próximo, corroborando com as análises de imagem. Outro fator importante a se destacar é que os GMV de 15, 20 e 25 s⁻¹ apresentaram uma queda no sinal durante a floculação, intensificada após 10 minutos de floculação, essa queda também é observada no tamanho das partículas para os GMV de 20 e 25 s⁻¹ (Figura 20 b). Durante a refloculação, as curvas do sinal do índice de floculação ficaram mais separadas, assim como para o Tanfloc, o GMV de 15 s⁻¹ apresentou a melhor recuperação de sinal.

Tanto o Tanfloc (Figura 22 a) quanto o sulfato de alumínio (Figura 22 b), produziram sinais de índice de floculação com comportamento parecidos e com intensidades similares, para o Tanfloc variando de 2100 a 2400 e para o sulfato de alumínio variando de 2250 a 2700. O Tanfloc apresentou a vantagem de resistir a um maior tempo de floculação, não havendo perda de sinal ao longo dos 25 minutos de floculação.

Os GMV analisados não ocasionaram uma grande mudança nos sinais do índice de floculação obtidos tanto para o Tanfloc quanto para o sulfato de alumínio. Corroborando com os resultados apresentados na seção 5.4.1.

5.4.3 Efeito do gradiente de velocidade no Fator Força (SF) e no Fator Recuperação (RF)

Na Tabela 10 estão apresentados os resultados do fator força (SF) e fator recuperação (RF) dos flocos obtidos com o Tanfloc e sulfato de alumínio respectivamente.

Tabela 10 – Fator Força e Fator Recuperação Obtidos com os Gradientes de Velocidade 10, 15, 20 e 25 s⁻¹ com Tanfloc e Sulfato de Alumínio

Gradiente de Velocidade	D _{máx} estável antes da quebra	Tanfloc		D _{máx} estável antes da quebra	Sulfato de Alumínio	
		SF (%)	RF (%)		SF (%)	RF (%)
10	525	85	74	615	67	79
15	734	69	52	767	56	40
20	714	69	39	612	66	61
25	656	72	60	550	73	52

*SF: Fator força/ RF: Fator recuperação.

**Fonte: Própria autora.

Pode ser observado na Tabela 10, para o Tanfloc, que o maior SF foi obtido com o GMV 10 s⁻¹ enquanto que para o sulfato de alumínio foi obtido com o GMV de 25 s⁻¹, no entanto, para ambos os coagulantes o maior SF está associado com o menor diâmetro estável durante a floculação. Já o menor SF foi obtido com o GMV de 15 s⁻¹ para ambos coagulantes, esse GMV promoveu para ambos o maior D_{máx} estável. Os resultados corroboram com a tendência observada nos estudos sumarizados por Jarvis et al. (2005), onde os flocos maiores apresentam menor resistência a quebra. Zhang. et al. (2019) também observou o mesmo efeito para os flocos de biomassa de microalgas + cloreto de alumínio. O Tanfloc obteve maiores SF comparado com o sulfato de alumínio com os GMV de 10, 15 e 20 s⁻¹, no entanto, como mostrado anteriormente, o SF tem uma forte relação com o tamanho do floco, tornando difícil a comparação entre os coagulantes. Se observamos os D_{máx} obtidos com o Tanfloc e sulfato de alumínio, observa-se que o GMV de 15 s⁻¹ promoveu um diâmetro estável próximo para ambos coagulantes, facilitando a comparação, o SF para o Tanfloc foi 19% maior do que o obtido com sulfato de alumínio. A tendência dos estudos, também indica que polímeros produzem flocos mais fortes (JARVIS et al., 2005). O maior SF associado a coagulantes do tipo polímero estão relacionados com o mecanismo de coagulação. O mecanismo de formação de pontes tende a promover flocos mais fortes do que aqueles formados com sais metálicos sob o mecanismo de varredura (BOLTO, 1995; YUKSELEN; GREGORY, 2004).

Pode ser observado por meio da Tabela 10, que para nenhum dos coagulantes, o RF chegou a 100%, em outras palavras, em nenhum dos GMV os flocos conseguiram alcançar durante a refloculação o tamanho estável atingido durante a floculação. Isso indica, que para ambos os coagulantes houve algum nível de quebra irreversível. A irreversibilidade da quebra dos flocos também foi observada por Zhang et. al. (2019) e em vários outros trabalhos para flocos de vários materiais e coagulantes (JARVIS; JEFFERSON; PARSONS, 2005; MORUZZI et al., 2019; WANG et al., 2011; YUKSELEN; GREGORY, 2002). Para polímeros como o Tanfloc, a irreversibilidade da quebra está associada a quebra da cadeia do polímero reduzindo a capacidade de formação de pontes, já para coagulantes hidrolisáveis não há ainda uma explicação satisfatória (JARVIS; JEFFERSON; PARSONS, 2005).

Jarvis, Jefferson e Parsons (2005) indicaram em seu estudo que o coagulante utilizado e, portanto, o mecanismo de coagulação, tem um papel importante no recrescimento dos flocos. No presente trabalho, houve de fato, uma variação no RF de um coagulante para outro, sendo o RF do Tanfloc maior com os GMV 15 e 25 s⁻¹ e maior para o sulfato de alumínio com os GMV de 10 e 20 s⁻¹.

Ainda não foram realizados estudos sobre força e capacidade de recrescimento de flocos de biomassa crescida em efluente. A variedade de compostos orgânicos presente nos flocos dificulta a compreensão da interação entre floco e coagulante.

5.5 Análise do Sobrenadante

Na Tabela 11 estão apresentadas as características dos sobrenadantes separados com o sulfato de alumínio e com o Tanfloc, em comparação as exigências da NBR 13.969 (1997) e Resolução conjunta SES/SMA/SSRH n° 01 de 28 junho de 2017, afim de avaliar a possibilidade de reuso do sobrenadante.

Comparando os resultados de sobrenadante separado com Tanfloc e sobrenadante separado com sulfato de alumínio apresentados na Tabela 11, observa-se que o valor de pH da sobrenadante separado com sulfato de alumínio é menor, fator já explicado na seção 5.2.2. a turbidez, cor, DO (540, 672 e 750) e SST foram significativamente maiores ($p < 0,05$) para a sobrenadante separado com Tanfloc em relação a sobrenadante separado com sulfato de alumínio, como observado para etapa 1, o sulfato de alumínio alcança eficiências de remoção um pouco maiores que o Tanfloc refletindo em uma maior concentração dos parâmetros. O fósforo remanescente no sobrenadante separado com Tanfloc foi 3 vezes maior do que o observado na sobrenadante separado com sulfato de alumínio, esse comportamento já era esperado, visto que

o sulfato de alumínio tem um alto poder de precipitar fósforo (YEOMAN et al., 1988). O sobrenadante separado com Tanfloc apresentou valores de coliformes totais significativamente maiores do que o sobrenadante separado com sulfato de alumínio, essa diferença pode estar associada a maior presença de sólidos na sobrenadante separado com Tanfloc, já que os sólidos podem servir como meio suporte para organismos patogênicos. não houve variação significativa ($p>0,05$) entre DQO, *E. coli* e NTK indicando que a eficiência da etapa de coagulação teve pouca interferência nesses parâmetros.

Tabela 11 – Comparação do Sobrenadante de Sulfato de Alumínio e Tanfloc com Legislações Sobre Reuso de Efluentes

Parâmetros	Sobrenadante Tanfloc (a)	Sobrenadante Sulfato de Alumínio (b)	NBR 13.969 (1997) (b)				RC n.1 (2017) (c)	
			Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Restrito	Moderado
pH	7,23±0,05	6,77±0,06	6,0-8,0	6,0-8,0	-	-	6,0-9,0	6,0-9,0
Turbidez (UNT)	11,7±1,2	5,9±1,3	<5	<5	<10	-	<2	-
Cor Aparente (uC)	122,7±12,3	54,6±9,2	-	-	-	-	-	-
DO (540)	0,394±0,057	0,155±0,069	-	-	-	-	-	-
DO (672)	0,341±0,052	0,127±0,056	-	-	-	-	-	-
DO (750)	0,334±0,049	0,119±0,056	-	-	-	-	-	-
SST (mg.L ⁻¹)	30,3±8,1	15,3±4,5	-	-	-	-	-	<30
SSD (mg.L ⁻¹)	-	-	-	-	-	-	<450	<2000
DQO (mg.L ⁻¹)	77,2±13,6	58,9±4,1	-	-	-	-	-	-
Fósforo (mg.L ⁻¹)	32,03±3,88	9,44±2,84	-	-	-	-	-	-
NTK (mg.L ⁻¹)	0,25±0,43	1,65±1,92	-	-	-	-	-	-
Coliformes Fecais (NMP.100mL ⁻¹)	-	-	<200	<500	<500	<5000	n. detectável	<200
Coliformes Totais (UFC.100mL ⁻¹)	6,43E+03	1,87E+04	-	-	-	-	-	-
<i>E. Coli</i> (UFC.100mL ⁻¹)	153	133	-	-	-	-	<120	-

**E. Coli*: *Escherichia coli* – : não analisado

**Fonte: (a) Própria autora. (b) ABNT (1997). (c) Resolução conjunta SES; SMA; SSRH (2017).

A principal legislação sobre reuso de água no Brasil é a NBR 13.969 de 1997, a norma faz parte de uma série de 3 normas que tratam sobre sistema de tratamento de esgoto, aborda a disposição final dos efluentes líquidos tratados e seu reuso local na seção 5.6. A norma diz:

No caso do esgoto de origem essencialmente doméstica ou com características similares, o esgoto tratado deve ser reutilizado para fins que exigem qualidade de água não potável, mas sanitariamente segura, tais como irrigação dos jardins, lavagem dos pisos e dos veículos automotivos, na descarga dos vasos sanitários, na manutenção paisagística dos lagos e canais com água, na irrigação dos campos agrícolas e pastagens etc. (NBR 13.969, 1997, p. 21).

A NBR 13.969 de 1997 classifica a água para reuso em função do seu uso pretendido sendo a classe 1 destinada a “lavagem de carros ou outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água com possível aspersão de aerossóis pelo operador”, classe 2 “lavagem de pisos, calçadas e irrigação de jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos”, classe 3 “reuso nas descargas dos vasos sanitários” e classe 4 “reuso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual [...] as aplicações devem ser interrompidas pelo menos 10 dias antes da colheita”.

É possível observar na Tabela 11 que a legislação específica o uso de coliformes fecais como requisito de utilização, no entanto, o termo entrou em desuso já que trata-se de uma classificação não específica que abrange 4 gêneros principais *escherichia*, *klebsiella*, *enterobacter*, e *citrobacter*, dos 4 o *E. coli* é o que têm maior indicação de contaminação fecal (dufour, 1977). Utilizando o *E. coli* como indicativo de coliformes fecais, sobrenadante separado com Tanfloc e sobrenadante separado com sulfato de alumínio estão dentro do limite de coliformes para todas as classes. Observando o valor exigido para turbidez o sobrenadante de sulfato de alumínio só poderia ser utilizado como classe 3 e 4 e o sobrenadante separado com Tanfloc poderia ser utilizado apenas como classe 4. Na Tabela 11 estão apresentados apenas os resultados da condição ótima, com 5 minutos de sedimentação. Aumentando o tempo de sedimentação para 15 minutos (resultados apresentados no Apêndice B) a turbidez remanescente para a mesma dosagem de Tanfloc decresce para $1,3 \pm 4,5$ UNT e para mesma dosagem de sulfato de alumínio $0,97 \pm 0,14$ UNT atendendo as exigências das 4 classes de uso. A legislação exige cloro residual para classe 1 e 2, sendo necessário a desinfecção mesmo que a quantidade de coliformes seja inferior ao limite.

A resolução conjunta da secretaria do estado da saúde, do meio ambiente e de saneamento e recursos hídricos do estado de São Paulo nº 01 de 28 de junho de 2017 “disciplina o reuso direto

não potável de água, para fins urbanos, proveniente de estações de tratamento de esgoto sanitário e dá providências correlatas”. Pode-se observar na Tabela 11 que para o uso restrito, os sobrenadantes obtidos com o Tanfloc e sulfato de alumínio não atendem o limite estabelecido para turbidez, sendo necessário aumentar o tempo de sedimentação para 15 minutos. Já o parâmetro de SST é atendido pelo sobrenadante separado com sulfato de alumínio, mas para o sobrenadante separado com Tanfloc o valor é ultrapassado por pouco, provavelmente o aumento no tempo de sedimentação é suficiente para atender o limite de SST estabelecido. O parâmetro *E. coli* não é atendido por nenhum dos sobrenadantes, no entanto a legislação obriga que haja desinfecção para ambos os usos.

A *World Health Organization* (WHO) apresenta em seu manual, diretrizes seguras para o uso seguro de efluente sanitário, excreta e água cinza na agricultura. Para atingir o alvo estabelecido da carga adicional tolerável de doença de $<10^{-6}$ DALY (*Disability-adjusted life year*), por pessoa por ano, com base no cenário do consumo de alface (cultura foliar) e cebola (cultura de raiz), e nas evidências epidemiológicas. Deve-se alcançar, para irrigação irrestrita de cultura foliar e de raiz, uma redução de patógenos de 6 e 7 logs respectivamente. O número de patógenos no efluente bruto e tratado não é realizado rotineiramente nas estações de tratamento, tornando difícil assegurar o valor estabelecido de redução de patógenos nas estações de tratamento de esgoto, o uso de bactérias indicadoras como *E. coli* pode ser utilizada para verificar a eficiência do tratamento. Para irrigação irrestrita de culturas de raiz (cebola) o valor de *E. coli* deve ser menor que 10^3 já para culturas foliares (alface) menor que 10^4 , a avaliação de ovos de helmintos também deve ser realizada (CHANG et al., 2006). O sobrenadante produzido neste estudo apresentou valores bem abaixo do determinado pela WHO (2006), sendo 153 para o Tanfloc e 133 para o sulfato de alumínio, indicando que o sobrenadante tem potencial para reuso.

De maneira geral, tanto o sobrenadante separado com o Tanfloc quanto o sobrenadante separado com sulfato de alumínio apresentaram baixa DQO, turbidez, DO, SST, NTK e F, diminuindo o poder de contaminação do efluente e possibilitando seu reuso.

5.6 Análise da Biomassa

A biomassa do consórcio de microalgas separadas com o Tanfloc (BT) e com o sulfato de alumínio (BSA) apresentaram 8% e 5% de umidade, pH de 6,8 e 6,3 e 79% e 78% de matéria orgânica, respectivamente. Afim de avaliar a possibilidade do uso das biomassas obtidas como fertilizantes está apresentado na Tabela 12 a composição de macronutrientes primários e secundários e os elementos traços em comparação com 4 biomassas microalgais da literatura.

Tabela 12 – Macronutrientes e elementos traços da biomassa obtida com Tanfloc (BT), biomassa obtida com sulfato de alumínio (BSA), biomassa obtida com moringa (BCM), biomassa de *Chlorella* sp. (BC), biomassa de *Scenedesmus* sp. (BS) e biomassa de consórcio de microalgas (ATS)

		BT (a)	BSA (a)	BCM (b)	BC (c)	BS (c)	ATS (d)
Macronutrientes	C	480	460	315			
	N	64,5	61,3	39,0	48,2	50,8	45
	P	8,8	14,1	8,3	2,7	7,2	7,3
	K	8,0	7,9	58,1	7,2	7,6	9,1
	Ca	7,6	5,9	14,0	6,8	6,6	5,5
	Mg	3,2	2,9	15,0	5,9	1,9	1,9
	S	8,1	10,1	4,0	-	-	-
	Na	18,1	18,4	42,0	-	-	-
Elementos traços	Cu	65	64	72	130	130	84
	Fe	5820	4550	289	2530	3190	1240
	Mn	103	82	265	570	230	250
	Zn	327	292	96	1290	380	270

*BT: Biomassa obtida com Tanfloc/ BSA: Biomassa obtida com sulfato de alumínio/ BCM: Biomassa de *Chlorella* sp. obtida com moringa/ BC: Biomassa de *Chlorella* sp./ Biomassa *Scenedesmus* sp. ATS: Biomassa de algas verdes sem coagulante.

**Fonte: (a) Própria autora. (b) SILVA et al., 2021. (c) DAS et al., 2019 (d) MULBRY et al., 2005.

Silva (2021) avaliou em seu trabalho a eficiência do pó da *Moringa Oleifera* Lam para separar a biomassa de *Chlorella Sorokiniana* crescida em água negra simulada anaerobiamente digerida, os resultados da composição da biomassa de *Chlorella* colhida com Moringa (BCM) está apresentada na Tabela 12.

Das (2019) avaliou o reaproveitamento de nutrientes do esgoto doméstico de cinco cepas de microalgas diferentes (*Chlorella* sp., *Dic- tyosphaerium* sp., *Monoraphidium* sp., *Neochloris* sp. e *Scenedesmus* sp.), os experimentos indicaram que a *Chlorella* sp. e *Scenedesmus* sp. foram capazes de produzir maior densidade de biomassa com o efluente, e por isso, essas cepas foram escolhidas para os testes de biofertilizante. No trabalho foi utilizado cloreto férrico como coagulante, posteriormente a biomassa foi centrifugada, o ferro associado a biomassa foi lixiviado com solução ácida, a biomassa foi mais uma vez centrifugada e colocada para secar em estufa a 80°C. A composição da biomassa obtida no estudo está apresentada na Tabela 12. No teste de biofertilização, Das (2019) comparou o desempenho da biomassa *Chlorella* sp. (BC) e *Scenedesmus* sp. (BS) com um fertilizante comercial NPK (12:12:10) e concluiu que o

fertilizante comercial produziu plantas significativamente mais desenvolvidas que o controle, mas significativamente menos desenvolvidas que a BC e BS, não houve variação significativa no desenvolvimento entre as plantas cultivadas com BC e BS.

Mulbry et al., (2005) avaliou o valor fertilizante da biomassa de algas secas cultivada com esterco da produção de leite digerido anaerobiamente. A biomassa (ATS) foi peneirada em uma peneira com malha de 2 mm até um teor de sólidos de aproximadamente 10%, seca ao ar por 48h, moída e novamente peneirada. Foi realizado um teste em câmara de crescimento com as culturas de milho e pepino afim de avaliar o crescimento e absorção de nutrientes usando um *potting mix* corrigido com ATS ou com um fertilizante comercial 4-6-6. A composição da ATS está apresentada na Tabela 12. Mulbry et al., (2005) concluiu em seu trabalho que o ATS teve desempenho igual ao fertilizante comercial no fornecimento de N e P, tendo a vantagem de ser um fertilizante de liberação lenta de N, visto que apenas 3% do N da biomassa estaria disponível como N mineral no momento da aplicação.

Os trabalhos apresentados na Tabela 12 foram escolhidos devido a suas diferentes formas de separação, afim de observar a interferência do método na produção da biomassa. Diversos trabalhos encontraram valores entre 30 g.Kg⁻¹ e 70 g.Kg⁻¹ de nitrogênio para microalgas verdes separadas de diversas formas (DAS et al., 2019; KHAN et al., 2019; MULBRY et al., 2005; SILVA et al., 2021, 2019). Como pode-se observar na Tabela 12 o valor de N encontrado está dentro da faixa encontrada na literatura, mas tanto para a BT quando para BS o valor é maior em comparação com todos os resultados apresentados (DAS et al., 2019; KHAN et al., 2019; MULBRY et al., 2005; SILVA et al., 2021, 2019; WILKIE; MULBRY, 2002). A maior quantidade de macronutrientes é interessante quando tem-se interesse em utilizar a biomassa como fertilizante. A quantidade de P₂O₅ para a BS foi maior do que todos os resultados apresentados na Tabela 12, isso acontece devido a capacidade do sulfato de alumínio em precipitar o fósforo em solução (YEOMAN et al., 1988). No entanto, mesmo para a BT, a quantidade de fósforo foi elevada comparada com a literatura apresentada. No geral a quantidade de fósforo presente na biomassa de microalgas na literatura apresenta valores entre 5 e 20 g.Kg⁻¹ (DAS et al., 2019; KHAN et al., 2019; MULBRY et al., 2005; SILVA et al., 2021, 2019; WILKIE; MULBRY, 2002).

Silva et al. (2019) apresenta em seu estudo uma tabela com 20 fertilizantes orgânicos comerciais (Apêndice J), com uma média de 433 g.Kg⁻¹ de C, 72 g.Kg⁻¹ de N e 10 g.Kg⁻¹ de P. Comparando com os resultados obtidos para BT C= 480 g.Kg⁻¹, N= 64,54 g.Kg⁻¹ e P= 19,94 g.Kg⁻¹ e para BSA C= 480 g.Kg⁻¹, N= 61,31 g.Kg⁻¹ e P= 31,23 g.Kg⁻¹ observa-se que ambas apresentaram resultados dentro da faixa de valores mais altos de C, N e P. A Relação C:N:P para

BT é 240:32,5:1 e para BSA é 154:20:1 contra 204:24:1 da média dos 20 fertilizantes. Os valores de K possuem uma grande variação de 2 g.Kg⁻¹ a 130 g.Kg⁻¹, para BT e BMS os valores de K estão dentro da faixa mais baixa de valores dos fertilizantes apresentados.

Os resultados apresentados na Tabela 12 comparados com os 20 fertilizantes orgânicos comerciais apresentados por Silva et al. (2019) e os estudos apresentados por Mulbry et al., (2005) e Das et al., (2019) indicam que tanto a BR quanto BSA tem potencial para serem utilizadas como fertilizante orgânicos.

Como observado por Silva et al., (2021), a composição da biomassa de microalgas depende da condição de cultivo, assim, a concentração de nutrientes e elementos traços presentes na biomassa variam com o meio de cultivo, forma de cultivo, tipo de microalga e sua capacidade de assimilar nutrientes e até mesmo com o método de separação utilizado. A quantidade de macronutrientes observadas na biomassa desse estudo, indicam uma boa capacidade das microalgas nativas do efluente em assimilar os nutrientes, mostrando uma vantagem frente a culturas puras.

A Instrução Normativa Nº 25 de 23 de julho de 2009 do Ministério da Agricultura dispõe sobre as normas de especificação e garantias dos fertilizantes orgânicos, organominerais e biofertilizantes destinados a agricultura. Na classificação atual o biofertilizante de microalgas se enquadraria na classe D “fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda do tratamento de despejos sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura”. Na Tabela 13 estão apresentadas as exigências da legislação para os biofertilizantes classe D comparadas com os valores para BT e BSA.

Como pode-se observar na Tabela 13, tanto BT quanto BSA atendem todas as especificações da legislação, podendo ser utilizados como fertilizantes, tendo seu uso proibido em: “pastagens e cultivo de olerícolas, tubérculos e raízes, e culturas inundadas, bem como as demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo” (SDA, 2009).

Tabela 13 – Especificações Biofertilizantes Classe D em comparação com BT e BSA

Parâmetro	Classe D	BT	BSA
Umidade (máx) %	70	8,00	5,00
N total (mín) %	0,5	6,45	6,13
C.O. (mín) %	15	48	46
CTC	Conforme declarado	-	-
pH (mín)	6	6,8	6,3
Relação C:N (máx)	20	7	7
Relação CTC/C	Conforme declarado	-	-
Outros Nutrientes	Conforme declarado	-	-

Fonte: Adaptado da instrução normativa 25, 23 de julho de 2009. (SDA, 2009).

6 CONCLUSÕES

Para o efluente estudado o Tanfloc SG e o sulfato de alumínio mostraram-se eficientes para a recuperação da biomassa das microalgas crescidas em efluente digerido anaerobiamente.

A dosagem ótima para o Tanfloc SG foi de 100 mg.L^{-1} com um tempo de sedimentação de 5 minutos, removendo mais de 90% da cor, turbidez, DO_{540} , DO_{682} e DO_{750} . Os flocos obtidos com esta dosagem apresentam velocidades maiores que $1,4 \text{ cm.min}^{-1}$.

A dosagem ótima para o sulfato de alumínio foi de 75 mg.L^{-1} com um tempo de sedimentação de 5 minutos, alcançando remoções de mais de 90% da cor, turbidez, DO_{540} , DO_{682} e DO_{750} . Os flocos obtidos com esta dosagem apresentam velocidades maiores que $1,4 \text{ cm.min}^{-1}$.

O Tanfloc atua sem alterar o valor de pH do meio, enquanto o sulfato de alumínio consome a alcalinidade, deixando o pH ácido.

O Tanfloc não foi muito afetado com a variação do valor do pH, apresentando ER satisfatória para o valor de pH de 5,0, 7,0 e 8,5.

O sulfato de alumínio é drasticamente afetado pelas mudanças de pH, não apresentado resultados satisfatórios em pH 5,0 e exigindo um aumento de 25% na dose para alcançar a mesma ER da faixa de pH neutro.

Os gradientes de velocidade estudados não ocasionaram uma grande variação do tamanho de partículas tanto para o Tanfloc quanto para o sulfato de alumínio.

O Tanfloc produziu flocos mais resistentes que o sulfato de alumínio, no entanto, não foi possível observar uma melhor capacidade de recrescimento pra nenhum dos coagulantes.

O sobrenadante obtido com o sulfato de alumínio apresentou menor cor, turbidez, DO_{540} , DO_{68} , DO_{750} e SST, P, coliformes totais e *E. coli* do que o sobrenadante obtido com o Tanfloc, no entanto, ambos os sobrenadantes podem ser reutilizados em todas as categorias da legislação se aumentar o tempo de sedimentação para 10 minutos e realizar uma etapa de desinfecção.

As biomassas microalgais obtidas com o Tanfloc e sulfato de alumínio apresentaram características similares, com exceção do fósforo que foi maior para a biomassa de Sulfato de Alumínio. Sendo a relação C:N:P para o Tanfloc 240:32,5:1 e 154:20:1 para o sulfato de alumínio. Ambas biomassas microalgais estão dentro do exigido pela legislação e podem ser utilizadas como fertilizante orgânico.

Tanto o Tanfloc, quanto o sulfato de alumínio, foram capazes de separar com eficiência a biomassa algal do sobrenadante, gerando produtos similares. O Tanfloc foi capaz de separar a biomassa sem alterar o pH do meio, também foi capaz de apresentar remoção satisfatórias de

todos os parâmetros analisados em valores de pH ácido, neutro e básico e além do mais, produziu flocos mais fortes capazes de resistir a variações bruscas no gradiente de velocidade.

7 RECOMENDAÇÕES

- Avaliar a interferência do tamanho dos flocos na sedimentação;
- Avaliar o fator forma para os flocos formados;
- Avaliar a influência a matéria orgânica algal na eficiência de remoção;
- Realizar o ensaio para determinar o potencial zeta e investigar o mecanismo de coagulação;
- Avaliar mais gradientes de velocidade, utilizando valores com maior intervalo de variação;
- Avaliar a influência do gradiente de velocidade na sedimentação;
- Avaliar e comparar a eficiência para recuperação do Tanfloc e do sulfato de alumínio utilizando flotação;
- Avaliar os metabólitos (carboidratos, proteínas e lipídeos) existentes na biomassa algal recuperada;
- Avaliar o uso das biomassas em diferentes culturas;
- Avaliar a toxicidade dos sobrenadantes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDUL HAMID, S. H.; LANANAN, F.; DIN, W. N. S.; LAM, S. S.; KHATOON, H.; ENDUT, A.; JUSOH, A. Harvesting microalgae, *Chlorella* sp. by bio-flocculation of *Moringa oleifera* seed derivatives from aquaculture wastewater phytoremediation. **International Biodeterioration and Biodegradation**, [s. l.], 2014.

ABNT, A. B. N. T. Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação Brasil, ago. 1997. p. 1–60.

ANDERSON, R. A. **Algal Culturing Techniques**, 1st Edition. [s.l.: s.n.].

APHA, W. E. F. AWWA, 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. **Amer. Pub. Health Association. Washington DC**, [s. l.], 1998.

ARISMENDI, W. A.; ORTIZ-ARDILA, A. E.; DELGADO, C. V.; LUGO, L.; SEQUEDA-CASTAÑEDA, L. G.; CELIS-ZAMBRANO, C. A. Modified tannins and their application in wastewater treatment. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 78, n. 5, p. 1115–1128, 2018. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/78/5/1115/63774/Modified-tannins-and-their-application-in>>

BARROS, A. I.; GONÇALVES, A. L.; SIMÕES, M.; PIRES, J. C. M. **Harvesting techniques applied to microalgae: A review**, 2015.

BARSANTI, L.; GUALTIERI, P. **Algae: Anatomy, Biochemistry, and Biotechnology**. 2. ed. [s.l.] : CRC Press , 2014. v. 43

BATTESTIN, V.; KATSUMI, L.; ALVES, G. Fontes e aplicações de taninos e tanases em alimentos. **Alimentos e Nutrição**, [s. l.], v. 15, 2004.

BIGGS, S.; HABGOOD, M.; JAMESON, G. J.; YAN, Y. De. Aggregate structures formed via a bridging flocculation mechanism. **Chemical engineering journal**, [s. l.], 2000.

BOLTO, B. Soluble polymers in water purification. **Progress in Polymer Science**, [s. l.], v. 20, n. 6, 1995.

BONGIOVANI, M. C.; KONRADT-MORAES, L. C.; BERGAMASCO, R.; LOURENÇO, B. S. S.; TAVARES, C. R. G. Os benefícios da utilização de coagulantes naturais para a obtenção

de água potável. **Acta Scientiarum - Technology**, [s. l.], 2010. a.

BONGIOVANI, M. C.; KONRADT-MORAES, L. C.; BERGAMASCO, R.; LOURENÇO, B. S. S.; TAVARES, C. R. G. Os benefícios da utilização de coagulantes naturais para a obtenção de água potável. **Acta Scientiarum. Technology**, [s. l.], v. 32, n. 2, 2010. b.

BRASIL.; MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL.; SNS, S. N. de S. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos –2019**. Brasília.

BRATBY, J. Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment. **Water** **21**, [s. l.], 2006.

BRENNAN, L.; OWENDE, P. **Biofuels from microalgae-A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products**, 2010.

CERSKI, E. R. **Estudo de separação de algas cultivadas em uma lagoa de alta taxa no tratamento de efluentes sanitários por coagulação-floculação e flotação por ar dissolvido com ênfase na estabilidade do material flotado**. [s.l: s.n.].

CHANG, A.; PAN, G.; ASANO, T.; BUECHLER, S.; DEVI, G.; PETTERSON, S.; ASHBOLT, N.; SCHÖNNING, C. WHO Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. Volume II Wastewater Use in Agriculture. [s. l.], 2006.

CHATSUNGNOEN, T.; CHISTI, Y. Harvesting microalgae by flocculation-sedimentation. **Algal Research**, [s. l.], 2016.

CHISTI, Y. doi:10.1016/j.biotechadv.2007.02.001. [s. l.], 2007. a. Disponível em: <www.elsevier.com/locate/biotechadv>. Acesso em: 30 jun. 2021.

CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, [s. l.], v. 25, n. 3, p. 294–306, 2007. b. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0734975007000262>

CONAMA. Resolução CONAMA 430/2011. **Diário Oficial da União**, [s. l.], 2011.

CONSTANTINO, L. T. **Ruptura e recrescimento de flocos em água com substâncias húmicas aquáticas coagulada com sulfato de alumínio e cloreto férrico**. 2008. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

CORAL, L. A.; BERGAMASCO, R.; BASSETTI, F. J. Estudo da Viabilidade de Utilização do Polímero Natural (TANFLOC) em Substituição ao Sulfato de Alumínio no Tratamento de Águas para Consumo. **2 International Workshop Advances in Cleaner Production**, [s. l.], 2009.

COSTA, T. F. de R. **INVESTIGAÇÃO DE DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO UTILIZANDO COAGULANTES E AUXILIARES DE COAGULAÇÃO DE FONTES RENOVÁVEIS**. 2013. Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2013.

CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; HAND, D. W.; HOWE, K. J.; TCHOBANOGLIOUS, G. **MWH's Water Treatment**. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc., 2012.

DANQUAH, M. K.; ANG, L.; UDUMAN, N.; MOHEIMANI, N.; FORDE, G. M. Dewatering of microalgal culture for biodiesel production: Exploring polymer flocculation and tangential flow filtration. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, [s. l.], 2009.

DARVEHEI, P.; BAHRI, P. A.; MOHEIMANI, N. R. **Model development for the growth of microalgae: A review**, 2018.

DAS, P.; QUADIR, M. A.; THAHER, M. I.; ALGHASAL, G. S. H. S.; ALJABRI, H. M. S. J. Microalgal nutrients recycling from the primary effluent of municipal wastewater and use of the produced biomass as bio-fertilizer. **International Journal of Environmental Science and Technology**, [s. l.], 2019.

DE OLIVEIRA, A. L.; MORENO, P.; DA SILVA, P. A. G.; DE JULIO, M.; MORUZZI, R. B. Effects of the fractal structure and size distribution of flocs on the removal of particulate matter. **Desalination and Water Treatment**, [s. l.], 2016.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. [s.l.] : RiMa, 2005. a.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. P. P.-S. C. **Métodos e técnicas de tratamento de água**, RiMa, 2005. b.

DOMÍNGUEZ, J. R.; GONZÁLEZ, T.; GARCÍA, H. M.; SÁNCHEZ-LAVADO, F.; BELTRÁN DE HEREDIA, J. Aluminium sulfate as coagulant for highly polluted cork processing wastewaters: Removal of organic matter. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], 2007.

DUAN, J.; GREGORY, J. Coagulation by hydrolysing metal salts. **Advances in Colloid and Interface Science**, [s. l.], v. 100–102, 2003.

FAIR, G. M.; GEMMELL, R. S. A mathematical model of coagulation. **Journal of Colloid Science**, [s. l.], v. 19, n. 4, p. 360–372, 1964.

FINCH, C. A. Wood adhesives: Chemistry and technology. Edited by A. Pizzi, Marcel Dekkar, New York and Basel, 1983. Pp ix + 364, price SFr 174.00. ISBN 0814715799. **British Polymer Journal**, [s. l.], v. 16, n. 4, 1984.

FUAD, N.; OMAR, R.; KAMARUDIN, S.; HARUN, R.; IDRIS, A.; WAN AZLINA, W. A. K. G. Effective use of tannin based natural biopolymer, AFlok-BP1 to harvest marine microalgae *Nannochloropsis* sp. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s. l.], 2018.

GARCIA-GONZALEZ, J.; SOMMERFELD, M. Biofertilizer and biostimulant properties of the microalga *Acutodesmus dimorphus*. **Journal of Applied Phycology**, [s. l.], v. 28, n. 2, p. 1051–1061, 2016. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10811-015-0625-2>>. Acesso em: 30 jun. 2021.

GEORGE TCHOBANOGLIOUS, FRANKLIN L. BURTONM, H. D. S. **Metcalf and Eddy**, 1991.

GRANADOS, M. R.; ACIÉN, F. G.; GÓMEZ, C.; FERNÁNDEZ-SEVILLA, J. M.; MOLINA GRIMA, E. Evaluation of flocculants for the recovery of freshwater microalgae. **Bioresource Technology**, [s. l.], 2012.

GREGORY, J.; DUAN, J. Hydrolyzing metal salts as coagulants. **Pure and Applied Chemistry**, [s. l.], v. 73, n. 12, 2001.

GRIMA, E. M.; ACIE, F. G.; MEDINA, A. R.; CHISTI, Y. Recovery of microalgal biomass and metabolites : process options and economics. [s. l.], v. 20, p. 491–515, 2003.

GUTIÉRREZ, R.; PASSOS, F.; FERRER, I.; UGGETTI, E.; GARCÍA, J. Harvesting microalgae from wastewater treatment systems with natural flocculants: Effect on biomass settling and biogas production. **Algal Research**, [s. l.], 2015.

IVES, K. J. The scientific basis of flocculation. [s. l.], 1978.

- JARVIS, P.; JEFFERSON, B.; GREGORY, J.; PARSONS, S. A. A review of floc strength and breakage. **Water Research**, [s. l.], v. 39, n. 14, p. 3121–3137, 2005.
- JARVIS, P.; JEFFERSON, B.; PARSONS, S. A. Breakage, regrowth, and fractal nature of natural organic matter flocs. **Environmental Science and Technology**, [s. l.], 2005.
- KHAN, S. A.; SHARMA, G. K.; MALLA, F. A.; KUMAR, A.; RASHMI; GUPTA, N. Microalgae based biofertilizers: A biorefinery approach to phycoremediate wastewater and harvest biodiesel and manure. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], 2019.
- KLEIN, A. P. **Avaliação de diferentes fotobiorreatores para cultivo de microalgas**. . [s.l: s.n.].
- KLIPHUIS, A. M. J.; DE WINTER, L.; VEJRAZKA, C.; MARTENS, D. E.; JANSSEN, M.; WIJFFELS, R. H. Photosynthetic efficiency of *Chlorella sorokiniana* in a turbulently mixed short light-path photobioreactor. **Biotechnology Progress**, [s. l.], 2010.
- LEE, A. K.; LEWIS, D. M.; ASHMAN, P. J. Energy requirements and economic analysis of a full-scale microbial flocculation system for microalgal harvesting. **Chemical Engineering Research and Design**, [s. l.], 2010.
- LEE, C. S.; ROBINSON, J.; CHONG, M. F. **A review on application of flocculants in wastewater treatment**, 2014.
- LI, T.; ZHU, Z.; WANG, D.; YAO, C.; TANG, H. The strength and fractal dimension characteristics of alum-kaolin flocs. **International Journal of Mineral Processing**, [s. l.], 2007.
- LIRA, J. R. **Estudos dos parâmetros que influenciam a floculação na sedimentação contínua**. 2010. Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2010.
- LIU, J.; SONG, Y.; QIU, W. **Oleaginous microalgae *Nannochloropsis* as a new model for biofuel production: Review & analysis**, 2017.
- MAGALHÃES, K. Microalgas: ecologia, biodiversidade e importância. In: [s.l: s.n.]. p. 35–47.
- MANGRICH, A. S.; DOUMER, M. E.; MALLMANN, A. S.; WOLF, C. R. Green Chemistry in Water Treatment: Use of Coagulant Derived from *Acacia mearnsii* Tannin Extracts. **Revista Virtual de Química**, [s. l.], v. 6, n. 1, 2014.

MATHIMANI, T.; MALLICK, N. **A comprehensive review on harvesting of microalgae for biodiesel - Key challenges and future directions**, 2018.

MENDES, C. G. da N. **Estudo da coagulação e floculação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis**. 1989. Universidade de São Paulo, São Carlos, 1989.

MEZZARI, M. P.; DA SILVA, M. L. B.; PIROLI, M.; PERAZZOLI, S.; STEINMETZ, R. L. R.; NUNES, E. O.; SOARES, H. M. Assessment of a tannin-based organic polymer to harvest *Chlorella vulgaris* biomass from swine wastewater digestate phycoremediation. **Water Science and Technology**, [s. l.], 2014.

MIHELICIC, J. R.; FRY, L. M.; SHAW, R. Global potential of phosphorus recovery from human urine and feces. **Chemosphere**, [s. l.], v. 84, n. 6, 2011.

MO, W.; ZHANG, Q. **Energy-nutrients-water nexus: Integrated resource recovery in municipal wastewater treatment plants**, 2013.

MOLINA GRIMA, E.; BELARBI, E. H.; ACIÉN FERNÁNDEZ, F. G.; ROBLES MEDINA, A.; CHISTI, Y. Recovery of microalgal biomass and metabolites: Process options and economics. **Biotechnology Advances**, [s. l.], 2003.

MORUZZI, R. B.; DA SILVA, P. G.; SHARIFI, S.; CAMPOS, L. C.; GREGORY, J. Strength assessment of Al-Humic and Al-Kaolin aggregates by intrusive and non-intrusive methods. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 217, n. August 2018, p. 265–273, 2019.

MORUZZI, R. B.; OLIVEIRA, A. L. De; DE JULIO, M.; DUTRA, R. H. de A.; SILVA, P. A. G. Da. Floculação: considerações a partir da análise clássica e da avaliação direta da distribuição de tamanho de partículas. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.], v. 21, n. 4, 2016.

MORUZZI, R. B.; SILVA, P. A. G. Da. REVERSIBILITY OF AL-KAOLIN AND AL-HUMIC AGGREGATES MONITORED BY STABLE DIAMETER AND SIZE DISTRIBUTION. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, [s. l.], v. 35, n. 3, 2018.

MULBRY, W.; WESTHEAD, E. K.; PIZARRO, C.; SIKORA, L. Recycling of manure nutrients: Use of algal biomass from dairy manure treatment as a slow release fertilizer. **Bioresource Technology**, [s. l.], 2005.

NIEMI, C.; GENTILI, F. G. The use of natural organic flocculants for harvesting microalgae

grown in municipal wastewater at different culture densities. **Physiologia Plantarum**, [s. l.], p. ppl.13409, 2021. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ppl.13409>>

NUNES, J. F. **Estudo da Sedimentação Gravitacional de Suspensões Floculentas**. 2008. Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia , 2008.

PÁDUA, V. . **Metodologia para determinação dos gradientes de velocidade médios em unidades de floculação de mistura completa com câmaras em série e escoamento contínuo a partir de reatores estáticos**. 1994. Universidade de São Paulo. (1994), São Carlos, 1994.

PAPAZI, A.; MAKRIDIS, P.; DIVANACH, P. Harvesting *Chlorella minutissima* using cell coagulants. **Journal of Applied Phycology**, [s. l.], 2010.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. 2001. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

PELEGRINO, E. C. F. **Emprego de coagulante à base de tanino em sistema de pós-tratamento de efluente de reator UASB por flotação**. São Paulo.

POORTVLIET, P. M.; SANDERS, L.; WEIJMA, J.; DE VRIES, J. R. Acceptance of new sanitation: The role of end-users' pro-environmental personal norms and risk and benefit perceptions. **Water Research**, [s. l.], 2018.

RAMIREZ, N. N. V. **Estudo do crescimento da microalga *Scenedesmus* Sp. em vinhaça**. [s.l: s.n.].

ROSELET, F.; BURKERT, J.; ABREU, P. C. Maximum microalgae biomass harvesting via flocculation in large scale photobioreactor cultivation. **Biomass and Bioenergy**, [s. l.], 2016.

ROSELET, F.; VANDAMME, D.; ROSELET, M.; MUYLAERT, K.; ABREU, P. C. Screening of commercial natural and synthetic cationic polymers for flocculation of freshwater and marine microalgae and effects of molecular weight and charge density. **Algal Research**, [s. l.], 2015.

ROSELET, F.; VANDAMME, D.; ROSELET, M.; MUYLAERT, K.; ABREU, P. C. Effects of pH, Salinity, Biomass Concentration, and Algal Organic Matter on Flocculant Efficiency of Synthetic Versus Natural Polymers for Harvesting Microalgae Biomass. **Bioenergy Research**, [s. l.], 2017.

SANTOS LEMOS, K.; QUINTINO DE AGUIAR FILHO, S.; CAVALLINI, G. S. Avaliação Comparativa Entre Os Coagulantes Sulfato De Alumínio Ferroso E Policloreto De Alumínio Para Tratamento De Água: Estudo De Viabilidade Econômica. **DESAFIOS - Revista Interdisciplinar da Universidade Federal do Tocantins**, [s. l.], 2020.

SATO, T.; QADIR, M.; YAMAMOTO, S.; ENDO, T.; ZAHOR, A. Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 130, 2013.

SDA, M. da A. P. e A. S. de D. A. Normas Sobre As Especificações E As Garantias, As Tolerâncias, O Registro, A Embalagem E A Rotulagem Dos Fertilizantes Orgânicos Simples, Mistos, Compostos, Organominerais E Biofertilizantes Destinados À Agricultura **Diário Oficial da União**, Brasil, 23 jul. 2009. p. 1–18.

SELESU, N. F. H.; DE OLIVEIRA, T. V.; CORRÊA, D. O.; MIYAWAKI, B.; MARIANO, A. B.; VARGAS, J. V. C.; VIEIRA, R. B. Maximum microalgae biomass harvesting via flocculation in large scale photobioreactor cultivation. **Canadian Journal of Chemical Engineering**, [s. l.], 2016.

SES; SMA; SSRH. “Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas” **Diário Oficial da União (DOU)**, Brasil, 28 jun. 2017. p. 1–12.

SILVA, D. F. S.; SPERANZA, L. G.; QUARTAROLI, L.; MORUZZI, R. B.; SILVA, G. H. R. Separation of microalgae cultivated in anaerobically digested black water using Moringa Oleifera Lam seeds as coagulant. **Journal of Water Process Engineering**, [s. l.], 2021.

SILVA, T. S. S. Da. **Estudo de trailidade físico-química com uso de taninos vegetais em água de abastecimento e esgoto**. 1999. Fundação Oswaldo Cruz. Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 1999.

SILVA, G. H. R.; SUEITT, A. P. E.; HAIMES, S.; TRIPIDAKI, A.; VAN ZWIETEN, R.; FERNANDES, T. V. Feasibility of closing nutrient cycles from black water by microalgae-based technology. **Algal Research**, [s. l.], 2019.

SINGH, G.; PATIDAR, S. K. **Microalgae harvesting techniques: A review**, 2018.

SMOLUCHOWSKI, M. V. Versuch einer mathematischen Theorie der Koagulationskinetik kolloider Lösungen. **Zeitschrift für Physikalische Chemie**, [s. l.], v. 92U, n. 1, 1918.

SPERLING, M. Von. **Biological Wastewater Treatment Vol.1: Wastewater characteristics, treatment and disposal**. [s.l: s.n.].

SPICER, P. T.; KELLER, W.; PRATSINIS, S. E. The Effect of Impeller Type on Floc Size and Structure during Shear-Induced Flocculation. **Journal of Colloid and Interface Science**, [s. l.], v. 184, n. 1, 1996.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F.; STENSEL, D. **Wastewater Engineering Treatment and Reuse (Fourth Edition)**. [s.l: s.n.].

THOMAS, D. N.; JUDD, S. J.; FAWCETT, N. **Flocculation modelling: A review**, 1999.

TIRON, O.; BUMBAC, C.; MANEA, E.; STEFANESCU, M.; NITA LAZAR, M. Overcoming Microalgae Harvesting Barrier by Activated Algae Granules. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 4646, 2017. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/s41598-017-05027-3>>

TOMAZELLA, G. C. T. **EXTRAÇÃO DE LIPÍDEOS DE MICROALGAS PRESENTES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO PARA PRODUÇÃO DE BIODIESEL**. 2011. Universidade Federal de Santa Catarina, FLORIANÓPOLIS/SC, 2011.

TORRES, H. S. D. J. **CULTIVO DE MICROALGAS EM EFLUENTE DE TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ESGOTO**. Vitória.

TRAMONTINI MAURILIO; ANGIOLINI LUIGI. **Mannich Bases-Chemistry and Uses**. 1. ed. [s.l.] : CRC Press , 1994.

TREVISAN, T. S. **Coagulante Tanfloc SG como alternativa ao uso de coagulantes químicos no tratamento de água na ETA Cafezal**. 2014. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.

UDOM, I.; ZARIBAF, B. H.; HALFHIDE, T.; GILLIE, B.; DALRYMPLE, O.; ZHANG, Q.; ERGAS, S. J. Harvesting microalgae grown on wastewater. **Bioresource Technology**, [s. l.], 2013.

UDUMAN, N.; QI, Y.; DANQUAH, M. K.; FORDE, G. M.; HOADLEY, A. **Dewatering of**

microalgal cultures: A major bottleneck to algae-based fuels, 2010.

VAN VOORTHUIZEN, E.; ZWIJNENBURG, A.; VAN DER MEER, W.; TEMMINK, H. Biological black water treatment combined with membrane separation. **Water Research**, [s. l.], v. 42, n. 16, 2008.

VON SPERLING, M. **Introducao à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**, 1996.

WANG, B.; LI, Y.; WU, N.; LAN, C. Q. **CO₂ bio-mitigation using microalgae**, 2008.

WANG, D.; WU, R.; JIANG, Y.; CHOW, C. W. K. Characterization of floc structure and strength: Role of changing shear rates under various coagulation mechanisms. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, [s. l.], v. 379, n. 1–3, 2011.

WILKIE, A. C.; MULBRY, W. W. Recovery of dairy manure nutrients by benthic freshwater algae. **Bioresource Technology**, [s. l.], 2002.

WUANG, S. C.; KHIN, M. C.; CHUA, P. Q. D.; LUO, Y. D. Use of Spirulina biomass produced from treatment of aquaculture wastewater as agricultural fertilizers. **Algal Research**, [s. l.], v. 15, 2016.

XIAO, F.; LAM, K. M.; LI, X. Y.; ZHONG, R. S.; ZHANG, X. H. PIV characterisation of flocculation dynamics and floc structure in water treatment. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, [s. l.], v. 379, n. 1–3, 2011.

YEN, H.-W.; HU, I.-C.; CHEN, C.-Y.; HO, S.-H.; LEE, D.-J.; CHANG, J.-S. Microalgae-based biorefinery – From biofuels to natural products. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 135, 2013.

YEOMAN, S.; STEPHENSON, T.; LESTER, J. N.; PERRY, R. The removal of phosphorus during wastewater treatment: A review. **Environmental Pollution**, [s. l.], 1988.

YIN, C. Y. **Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment**, 2010.

YUKSELEN, M. A.; GREGORY, J. Breakage and Re-formation of Alum Floccs. **Environmental Engineering Science**, [s. l.], 2002.

YUKSELEN, M. A.; GREGORY, J. The reversibility of floc breakage. **International Journal of Mineral Processing**, [s. l.], v. 73, n. 2–4, p. 251–259, 2004. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301751603000772>>

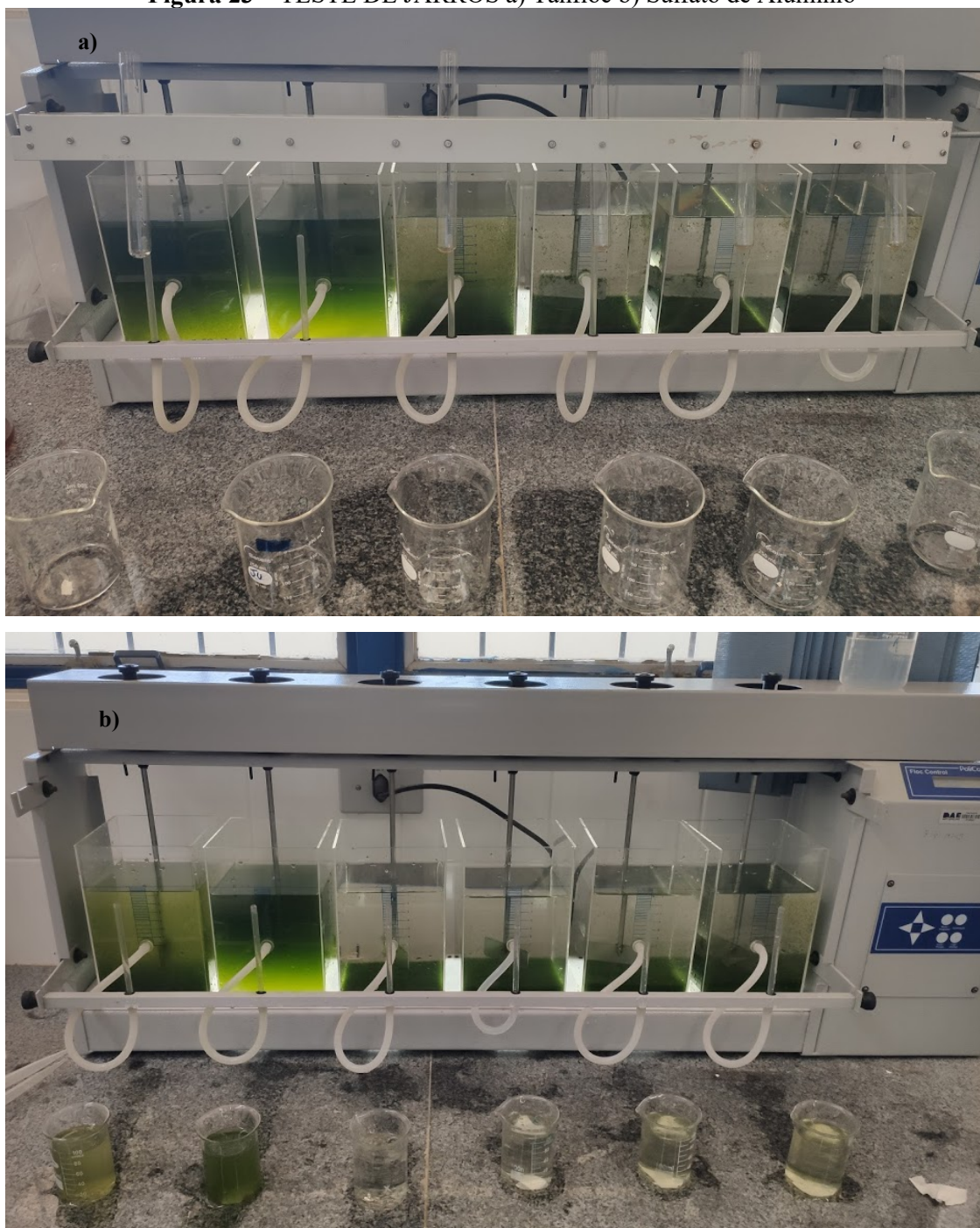
ZHANG, H.; YANG, L.; ZANG, X.; CHENG, S.; ZHANG, X. Effect of shear rate on floc characteristics and concentration factors for the harvesting of *Chlorella vulgaris* using coagulation-flocculation-sedimentation. **Science of the Total Environment**, [s. l.], 2019.

ZUCKER, W. V. Tannins: does structure determine function? An ecological perspective. **The American Naturalist**, Lancaster, v. 121 n. 3, p. 335-365, 1983.

8 APÊNDICES

APÊNDICE A – ETAPA 1: TESTE DE JARROS

Figura 23 – TESTE DE JARROS a) Tanfloc b) Sulfato de Alumínio



Fonte: Própria autora.

APÊNDICE B – Etapa 1: Turbidez remanescente, cor remanescente e DO remanescentes

Tabela 14 – Turbidez Remanescente, Cor Remanescentes, e Densidade Óticas Remanescentes do Teste de Dosagens de Tanfloc.

		5 minutos								15 minutos								30 minutos								
		0	50	75	100	125	150	175	200	0	50	75	100	125	150	175	200	0	50	150	100	125	150	175	200	
Batelada 1	pH	6,5	6,77	6,7	6,7	6,7	6,7	6,68	6,65	7	6,95	7,02	7,01	7	7	7,07	6,91	7,16	7,08	7,07	7,01	7,05	7,01	6,91	6,85	
	Cor (uC)	990	970	180	59,7	45,1	58,7	65,4	59,6	1010	815	169	30,5	34,9	29,1	21	31,5	950	625	109	27,8	33,8	29,2	26,7	30,8	
	Turbidez (uT)	87,7	89	51,3	6,21	4,22	5,64	8,04	8,3	86	67	17,3	1,11	1,49	1,05	0,61	0,643	83,8	54,5	9,63	1,05	0,792	0,796	0,83	1,08	
	DO	540	2,715	2,739	1,633	0,189	0,105	0,1	0,276	0,211	2,71	2,343	0,587	0,041	0,041	0,056	0,022	0,019	2,728	2,054	0,332	0,019	0,049	0,007	0,0144	0,022
		682	3,316	3,394	1,732	0,184	0,09	0,089	0,256	0,2	3,311	2,737	0,569	0,031	0,031	0,037	0,022	0,007	3,468	2,344	0,313	0,01	0,041	-0,001	0,006	0,007
		750	2,263	2,334	1,439	0,18	0,084	0,084	0,244	0,192	2,275	1,992	0,538	0,032	0,032	0,033	0,022	0,007	2,285	1,775	0,299	0,008	0,04	-0,001	0,0004	0,005
Batelada 2	pH	7,16	7,08	7,09	7,08	7,08	7,05	6,64	6,59	7,23	7,28	7,23	7,27	7,26	7,24	6,77	6,79	7,32	7,27	7,34	7,43	7,42	7,41	6,85	6,82	
	Cor (uC)	1055	625	97,3	68,5	53,9	51,4	68,4	67	1030	392	42,3	32,5	29,8	23,7	34,3	30,8	1070	283,5	35,8	29,9	29,9	37,4	24	33,5	
	Turbidez (uT)	101	92,7	11,4	6,66	5,2	4,73	8,08	10,7	93	33,1	2,2	1,95	1,33	0,616	0,679	1,43	86,6	21,1	1,65	1,61	1,61	0,84	0,64	1,57	
	DO	540	2,534	2,897	0,377	0,168	0,106	0,1	0,23	0,3	2,83	1,167	0,092	0,027	0,017	0,019	0,017	0,031	2,899	0,838	0,045	0,02	0,02	0,024	0,015	0,032
		682	2,854	3,299	0,377	0,157	0,083	0,08	0,215	0,264	3,494	1,204	0,065	0,017	0,009	0,009	0,005	0,012	3,448	0,851	0,03	0,009	0,009	0,014	0,002	0,011
		750	2,245	2,396	0,32	0,154	0,081	0,08	0,213	0,252	2,36	1,065	0,05	0,017	0,008	0,007	0,003	0,01	2,331	0,791	0,025	0,006	0,006	0,013	0,003	0,008
Batelada 3	pH	7,01	6,97	6,96	6,92	6,91	6,86	6,61	6,64	7,21	7,22	7,29	7,16	7,17	7,08	7,02	6,89	7,34	7,32	7,29	7,31	7,23	7,15	6,8	6,79	
	Cor (uC)	985	925	120	30,9	37,7	34,4	64,1	61,3	1010	446	48,9	22	20,6	28,1	20,5	22,8	930	384,5	41,9	26,1	22,3	28,7	20,5	33,4	
	Turbidez (uT)	98,7	94,4	17	2,86	2,68	2,85	6,5	11	83,5	37,3	4,23	0,89	0,75	0,56	0,699	1,12	78,2	30,6	2,17	0,56	1,08	0,514	0,726	1,02	
	DO	540	2,872	2,758	0,506	0,059	0,082	0,092	0,255	0,192	2,79	1,613	0,151	0,035	0,02	0,025	0,015	0,022	2,82	1,34	0,084	0,025	0,021	0,013	0,014	0,023
		682	3,588	3,34	0,496	0,052	0,075	0,08	0,241	0,182	3,455	1,738	0,14	0,02	0,011	0,011	0,005	0,007	3,531	1,414	0,074	0,018	0,013	0,005	0,004	0,007
		750	2,377	2,279	0,477	0,054	0,059	0,075	0,234	0,175	2,296	1,424	0,126	0,017	0,008	0,01	0,004	0,033	2,348	1,212	0,066	0,016	0,012	0,005	0,003	0,005

¹ Dosagens de 0, 50, 75, 100, 125, 150, 175 e 200 mg.L⁻¹/Tempo de sedimentação 5 minutos, 15 minutos e 30 minutos.

*Cor Aparente em uC/ Turbidez em UNT.

** Fonte: Própria autora.

Tabela 15 – Turbidez Remanescente, Cor Remanescentes, e Densidade Óticas Remanescentes do Teste de Dosagens de Sulfato de Alumínio.

		5					15					30								
		0	50	75	100	125	150	0	50	75	100	125	150	0	50	75	100	125	150	
Batelada 1	pH	7,53	6,41	6,5	6,46	5,91	5,77	7,44	6,41	6,36	6,37	6,38	6,07	7,52	6,56	6,32	6,31	6,23	5,82	
	Cor (uC)	1115	570	41,5	63,2	94,5	102	1067,5	401	30,1	25,5	19,8	38,5	1005	401,5	33,1	23,3	22	32,1	
	Turbidez (uT)	105	48,1	3,35	6,78	10,4	12,5	92	29,9	1,17	1,12	1,12	2,61	79,8	26,5	0,758	0,774	0,882	1,59	
	DO	540	2,8677	1,81	0,098	0,228	0,243	0,263	2,771	1,33	0,024	0,015	0,027	0,043	2,823	1,27	0,01	0,002	0,013	0,014
		682	3,604	2,045	0,085	0,212	0,243	0,255	3,172	1,462	0,009	0,007	0,02	0,033	3,633	1,403	0	-0,006	0,007	0,002
		750	2,371	1,606	0,084	0,205	0,228	0,246	2,254	1,234	0,01	0,007	0,021	0,033	2,342	1,188	-0,001	-0,006	0,007	0,002
Batelada 2	pH	7,24	6,7	6,42	6,33	6,2	5,7	7,54	6,43	6,23	6,12	6,13	5,75	7,28	6,25	6,21	6,2	6,12	5,78	
	Cor (uC)	1100	341	36,4	43,2	70,9	93,3	975	204,5	23,5	22,7	27,1	41	990	151	28,3	23,2	35,01	37	
	Turbidez (uT)	94	27,2	2,41	6,06	9,79	11,1	89,9	12,5	0,855	1,2	1,78	2,57	85	10,5	0,608	0,787	0,88	2,25	
	DO	540	3,091	0,968	0,047	0,128	0,255	0,264	2,722	0,54	0,007	0,013	0,034	0,058	2,739	0,477	0,032	0,001	0,015	0,026
		682	3,604	1,001	0,041	0,122	0,248	0,249	3,314	0,557	-0,005	0,006	0,024	0,047	3,422	0,485	0,023	-0,008	0	0,011
		750	2,314	0,905	0,034	0,119	0,245	0,233	2,283	0,529	-0,006	0,007	0,022	0,044	2,285	0,462	0,022	-0,006	0,001	0,012
Batelada 3	pH	7,21	6,94	6,77	6,54	6,31	4,85	6,98	6,64	6,62	6,52	6,72	5,83	7,61	6,47	6,48	6,43	6,35	5,13	
	Cor (uC)	980	640	47,8	44,4	64,4	96,1	990	486,5	30,7	38,7	27,3	33,1	970	437	32,3	27,8	22,2	43,8	
	Turbidez (uT)	83,2	50,6	4,18	3,87	6,19	13	81,7	33,8	0,887	1,1	2,04	2,78	80,9	28,9	0,703	0,623	1,02	2,01	
	DO	540	2,718	1,901	0,122	0,085	0,111	0,314	2,55	1,518	0,034	0,015	0,039	0,053	2,665	1,367	0,015	0,008	0,016	0,034
		682	3,34	2,192	0,112	0,079	0,117	0,295	3,546	1,689	0,028	0,009	0,031	0,043	3,141	1,538	0,005	0	0,015	0,023
		750	2,265	1,678	0,107	0,078	0,114	0,279	2,217	1,397	0,026	0,007	0,023	0,041	2,258	1,24	0,003	0	0,01	0,022

* Dosagens de 0, 50, 75, 100, 125, 150, 175 e 200 mg.L⁻¹/Tempo de sedimentação 5 minutos, 15 minutos e 30 minutos.

**Cor Aparente em uC/ Turbidez em UNT.

*** Fonte: Própria autora.

APÊNDICE C - ETAPA 1: TESTT

Tabela 16 – Valor de Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de cor, turbidez e DO (540,682 E 750 nm) entra as dosagens de Tanfloc

Tempo de Sedimentação	Dosagens (mg.L ⁻¹)	Cor	Turbidez	DO (540)	DO (682)	DO (750)
5	75 - 100	0,07	0,23	0,22	0,23	0,22
	75 - 125	0,07	0,21	0,20	0,21	0,20
	75 - 150	0,07	0,22	0,20	0,21	0,20
	75 - 175	0,11	0,27	0,28	0,28	0,28
	75 - 200	0,10	0,32	0,27	0,27	0,26
	100 - 125	0,59	0,45	0,42	0,35	0,29
	100 - 150	0,74	0,60	0,41	0,36	0,33
	100 - 175	0,37	0,19	0,09	0,11	0,11
	100 - 200	0,49	0,04	0,14	0,16	0,18
	125- 150	0,78	0,75	0,97	0,95	0,60
	125 - 175	0,04	0,02	0,00	0,00	0,00
	125 - 200	0,05	0,01	0,05	0,03	0,02
	150 - 175	0,13	0,04	0,01	0,00	0,00
	150 - 200	0,17	0,01	0,05	0,03	0,03
	175 -200	0,34	0,01	0,76	0,57	0,49
10	75 - 100	0,29	0,30	0,26	0,27	0,29
	75 - 125	0,29	0,29	0,25	0,26	0,28
	75 -150	0,28	0,27	0,26	0,27	0,28
	75 - 175	0,27	0,27	0,24	0,26	0,27
	75 - 200	0,29	0,28	0,25	0,25	0,28
	100 - 125	0,99	0,77	0,40	0,54	0,57
	100 - 150	0,73	0,21	0,94	0,74	0,61
	100 - 175	0,61	0,18	0,04	0,17	0,20
	100 - 200	0,99	0,56	0,13	0,07	0,61
	125- 150	0,77	0,19	0,63	0,87	0,96
	125 - 175	0,63	0,14	0,40	0,52	0,57
	125 - 200	0,99	0,72	0,83	0,36	0,96
	150 - 175	0,75	0,66	0,31	0,49	0,54
	150 - 200	0,69	0,32	0,51	0,37	1,00
	175 -200	0,71	0,04	0,09	0,83	0,33

Continua

Continuação

Tempo de Sedimentação	Dosagens (mg.L ⁻¹)	Cor	Turbidez	DO (540)	DO (682)	DO (750)
15	75 - 100	0,02	0,32	0,28	0,29	0,29
	75 - 125	0,29	0,33	0,30	0,31	0,32
	75 - 150	0,32	0,28	0,26	0,27	0,28
	75 - 175	0,24	0,28	0,26	0,26	0,27
	75 - 200	0,33	0,33	0,29	0,28	0,28
	100 - 125	0,85	0,83	0,46	0,48	0,47
	100 - 150	0,31	0,36	0,31	0,30	0,44
	100 - 175	0,13	0,38	0,06	0,08	0,11
	100 - 200	0,03	0,70	0,32	0,30	0,32
	125 - 150	0,52	0,20	0,25	0,27	0,32
	125 - 175	0,29	0,21	0,24	0,23	0,24
	125 - 200	0,37	0,84	0,70	0,33	0,33
	150 - 175	0,09	0,90	0,97	0,70	0,48
	150 - 200	0,81	0,08	0,15	0,65	0,94
	175 - 200	0,03	0,07	0,04	0,04	0,03

Fonte: Própria autora.

Tabela 17 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de cor entre os tempos de sedimentação com as dosagens de Tanfloc

Dosagem (mg.L ⁻¹)	5 - 15 min	5 - 30 min	15 - 30 min
75	0,41	0,11	0,64
100	0,15	0,16	0,92
125	0,05	0,05	0,97
150	0,09	0,04	0,23
175	0,01	9,22E-05	0,78
200	8,28E-04	2,12E-03	0,27

Fonte: Própria Autora

Tabela 18 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de Turbidez entre os tempos de sedimentação com as dosagens de Tanfloc

Dosagem (mg.L ⁻¹)	5 - 15 min	5 - 30 min	15 - 30 min
75	0,27	0,22	0,57
100	0,07	0,07	0,61
125	0,05	0,05	0,93
150	0,04	0,01	0,90
175	0,01	0,01	0,34
200	0,01	0,01	0,61

Fonte: Própria autora.

Tabela 19 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de DO 540 entre os tempos de sedimentação com as dosagens de Tanfloc

Dosagem (mg.L ⁻¹)	5 - 15 min	5 - 30 min	15 - 30 min
75	0,29	0,22	0,54
100	0,12	0,10	0,07
125	2,77E-03	2,77E-03	0,76
150	0,03	1,04E-05	0,24
175	2,62E-03	3,06E-03	0,23
200	0,02	0,02	0,75

Fonte: Própria autora.

Tabela 20 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de DO 682 entre os tempos de sedimentação com as dosagens de Tanfloc

Dosagem (mg.L ⁻¹)	5 - 15 min	5 - 30 min	15 - 30 min
75	0,29	0,23	0,55
100	0,11	0,10	0,12
125	2,81E-03	2,81E-03	0,76
150	0,01	2,81E-06	0,29
175	5,80E-04	2,43E-03	0,36
200	0,01	0,01	0,88

Fonte: Própria autora.

Tabela 21 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de DO 750 entre os tempos de sedimentação com as dosagens de Tanfloc

Dosagem (mg.L ⁻¹)	5 - 15 min	5 - 30 min	15 - 30 min
75	0,28	0,22	0,58
100	0,11	0,09	0,12
125	0,01	0,01	0,81
150	0,01	3,11E-06	0,32
175	9,58E-05	1,47E-03	0,35
200	0,01	0,01	0,32

Fonte: Própria autora.

Tabela 22 – Valor de Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de cor, turbidez e DO (540,682 E 750 nm) entra as dosagens de sulfato de alumínio

Tempo de Sedimentação	Dosagens (mg.L ⁻¹)	Cor	Turbidez	DO (540)	DO (682)	DO (750)
5	50 - 75	0,03	0,42	0,04	0,05	0,03
	50 - 100	0,03	0,04	0,04	0,05	0,03
	50 - 125	0,04	0,04	0,04	0,05	0,04
	50 - 150	0,04	0,06	0,05	0,06	0,04
	75 - 100	0,33	0,11	0,31	0,28	0,26
	75 - 125	0,05	0,04	0,11	0,08	0,08
	75 - 150	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	100 - 125	0,09	0,12	0,42	0,33	0,33
	100 - 150	0,02	0,01	0,07	0,06	0,07
	125 - 150	0,15	0,11	0,23	0,27	0,30
10	50 - 75	0,06	0,06	0,07	0,07	0,06
	50 - 100	0,06	0,07	0,07	0,07	0,06
	50 - 125	0,06	0,07	0,07	0,07	0,06
	50 - 150	0,06	0,07	0,07	0,07	0,06
	75 - 100	0,88	0,23	0,45	0,76	0,78
	75 - 125	0,45	0,11	0,25	0,28	0,32
	75 - 150	0,05	0,00	0,04	0,07	0,07
	100 - 125	0,50	0,20	0,03	0,02	0,00
	100 - 150	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
	125 - 150	0,02	0,06	0,04	0,04	0,03

Continua

Continuação

Tempo de Sedimentação	Dosagens (mg.L ⁻¹)	Cor	Turbidez	DO (540)	DO (682)	DO (750)
15	50 - 75	0,08	0,07	0,07	0,08	0,06
	50 - 100	0,08	0,07	0,07	0,07	0,06
	50 - 125	0,08	0,07	0,07	0,08	0,06
	50 - 150	0,08	0,07	0,07	0,08	0,06
	75 - 100	0,04	0,61	0,14	0,17	0,23
	75 - 125	0,43	0,01	0,29	0,50	0,49
	75 - 150	0,19	0,02	0,56	0,79	0,69
	100 - 125	0,75	0,05	0,02	0,09	0,04
	100 - 150	0,01	0,00	0,00	0,02	0,01
	125 - 150	0,11	0,03	0,23	0,57	0,42

Fonte: Própria autora.

Tabela 23 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de cor entre os tempos de sedimentação com as dosagens de sulfato de alumínio

Dosagem (mg.L ⁻¹)	5 - 15 minutos	5 - 30 minutos	15 - 30 minutos
50	0,28	0,22	0,79
75	0,03	0,07	0,33
100	0,06	0,06	0,49
125	0,02	1,69E-03	0,76
150	7,14E-05	2,35E-04	0,98

Fonte: Própria autora.

Tabela 24 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de turbidez entre os tempos de sedimentação com as dosagens de sulfato de alumínio

Dosagem (mg.L ⁻¹)	5 - 15 minutos	5 - 30 minutos	15 - 30 minutos
50	0,17	0,10	0,71
75	0,04	0,04	0,09
100	0,04	0,04	0,01
125	0,03	3,43E-03	0,12
150	3,20E-03	1,30E-03	0,06

Fonte: Própria autora.

Tabela 25 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de DO 540 entre os tempos de sedimentação com as dosagens de sulfato de alumínio

Dosagem (mg.L ⁻¹)	5 - 15 minutos	5 - 30 minutos	15 - 30 minutos
50	0,37	0,27	0,84
75	0,08	0,08	0,81
100	0,09	0,09	0,03
125	0,07	0,01	0,03
150	3,42E-03	1,93E-03	0,02

Fonte: Própria autora.

Tabela 26 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de DO 682 entre os tempos de sedimentação com as dosagens de sulfato de alumínio

Dosagem (mg.L ⁻¹)	5 - 15 minutos	5 - 30 minutos	15 - 30 minutos
50	0,37	0,29	0,85
75	0,06	0,06	0,92
100	0,08	0,08	0,03
125	0,05	0,01	0,03
150	2,27E-03	9,25E-04	0,02

Fonte: Própria autora.

Tabela 27 – Valor de P, TTEST bicaudal, comparação da remoção de DO 682 entre os tempos de sedimentação com as dosagens de sulfato de alumínio

Dosagem (mg.L ⁻¹)	5 - 15 minutos	5 - 30 minutos	15 - 30 minutos
50	0,40	0,29	0,82
75	0,08	0,08	0,87
100	0,08	0,08	0,03
125	0,05	0,01	0,02
150	2,71E-03	9,29E-04	0,02

Fonte: Própria autora.

Tabela 28 – Valor de P, TTEST unicaudal, comparação do pH com as dosagens de Tanfloc

Dosagens	5 minutos	15 minutos	30 minutos
0 - 50	0,46	0,98	0,62
0 - 75	0,46	0,78	0,71
0 - 100	0,35	1,00	0,88
0 - 125	0,34	0,98	0,76
0 - 150	0,22	0,71	0,57
0 - 175	0,46	0,98	0,62
0 - 200	0,46	0,78	0,71

Fonte: Própria autora.

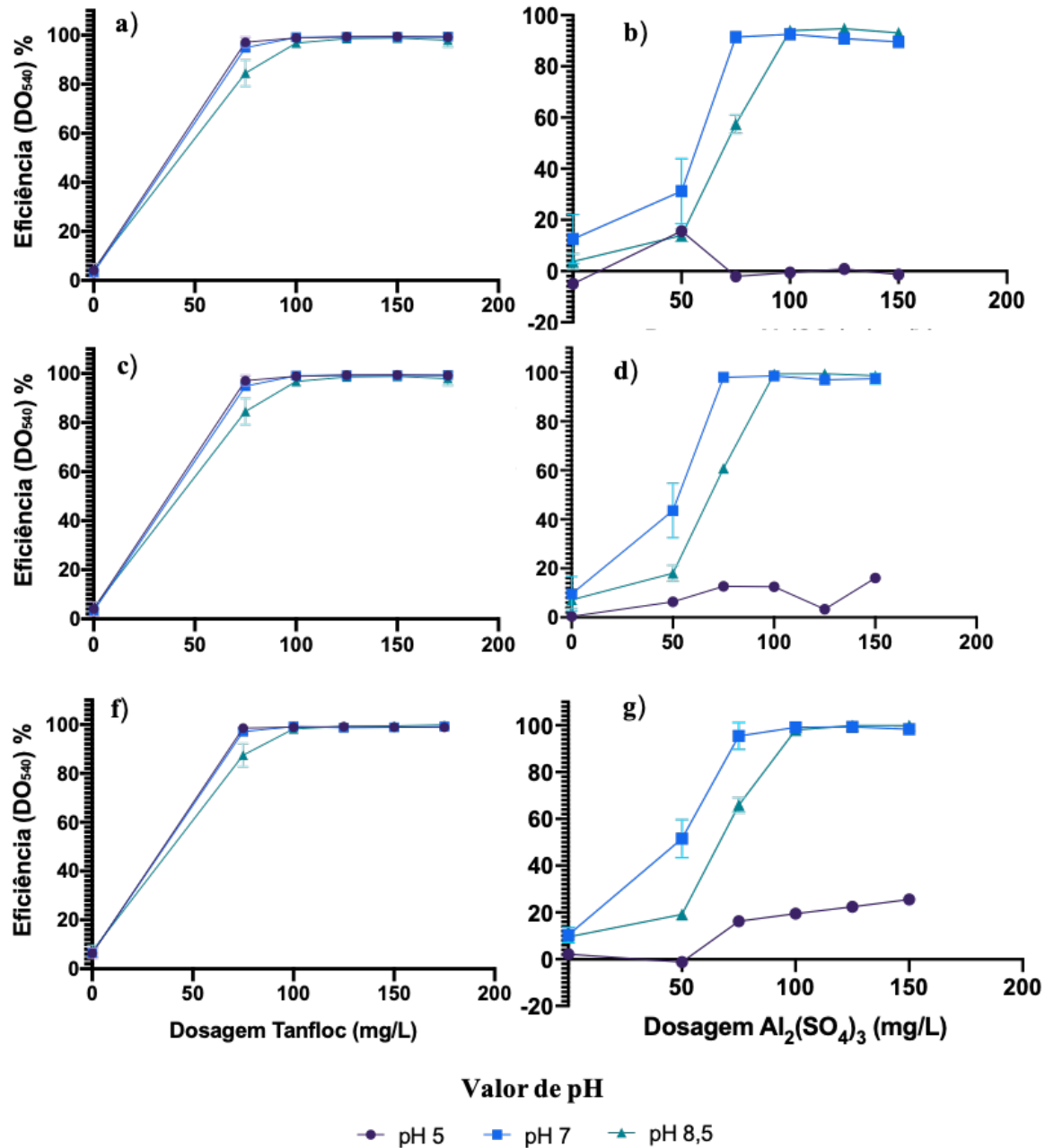
Tabela 29 – Valor de P, TTEST unicaudal, comparação do pH com as dosagens de sulfato de alumínio

Dosagens	5 minutos	15 minutos	30 minutos
0 - 50	0,03	0,03	1,53E-03
0 - 75	0,01	0,02	1,05E-03
0 - 100	3,72E-03	0,01	1,16E-03
0 - 125	1,80E-03	0,02	9,25E-04
0 - 150	0,02	4,62E-03	0,01

Fonte: Própria autora.

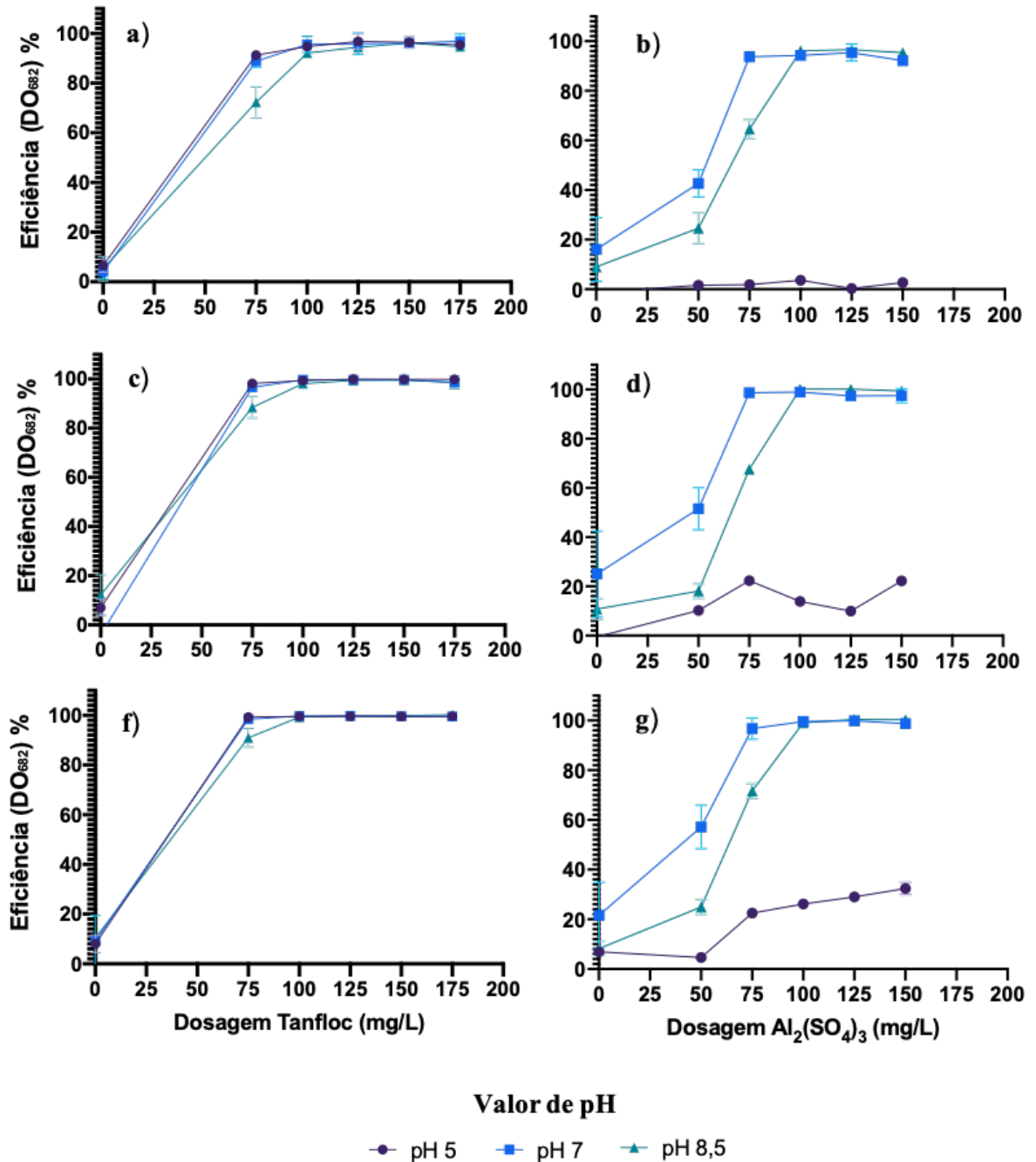
APÊNDICE D – ETAPA 2: INTERFERÊNCIA DO VALOR DO PH NA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DO 540 E 682

Figura 24 – Interferência do pH na ER_{DO} 540 a) Tanfloc-5 minutos de sedimentação b) $\text{Al}(\text{SO}_4)_3$ - 5 minutos de sedimentação c) Tanfloc - 15 minutos de sedimentação d) Sulfato de Alumínio - 15 minutos de sedimentação e) Tanfloc - 30 minutos de sedimentação f) $\text{Al}(\text{SO}_4)_3$ - 30 minutos de sedimentação



Fonte: Própria autora.

Figura 25 – Interferência do pH na ER_{DO} 682 a) Tanfloc-5 minutos de sedimentação b) Sulfato de alumínio- 5 minutos de sedimentação c) Tanfloc - 15 minutos de sedimentação d) Sulfato de alumínio- 15 minutos de sedimentação e) Tanfloc - 30 minutos de sedimentação f) Sulfato de alumínio- 30 minutos de sedimentação



Fonte: Própria autora.

APÊNDICE E – ETAPA 2: TTEST

Tabela 30 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de Cor com Tanfloc

Tempo de sedimentação (min)	Dosagem (mg.L ⁻¹)	pH 5 - pH 7	pH 5 - pH 8	pH 7 - pH 8
5	75	0,25	0,01	0,03
	100	0,46	0,01	0,12
	125	0,30	0,04	0,04
	150	0,26	0,30	0,19
	175	0,29	0,24	0,25
15	75	0,08	0,01	0,02
	100	0,06	2,97E-03	3,43E-03
	125	0,07	0,13	0,01
	150	0,26	0,16	0,12
	175	0,02	0,45	0,13
30	75	0,12	0,00	0,01
	100	0,11	0,01	4,69E-03
	125	0,43	0,21	0,01
	150	0,35	0,16	0,17
	175	0,46	0,27	0,05

Fonte: Própria autora.

Tabela 31 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de Turbidez com Tanfloc

Tempo de sedimentação (min)	Dosagem (mg.L ⁻¹)	pH 5 - pH 7	pH 5 - pH 8	pH 7 - pH 8
5	75	0,09	0,01	0,02
	100	0,39	0,03	0,07
	125	0,80	0,11	0,21
	150	0,22	0,08	0,21
	175	0,69	0,17	0,18
15	75	0,05	0,01	0,03
	100	0,26	0,01	0,01
	125	0,20	0,15	3,50E-03
	150	0,34	0,43	0,11
	175	0,17	0,22	0,82
30	75	0,04	0,03	0,04
	100	0,20	0,01	2,70E-03
	125	0,24	0,02	0,01
	150	0,10	0,21	0,02
	175	0,33	0,07	0,08

Fonte: Própria autora.

Tabela 32 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de DO 540 com Tanfloc

Tempo de sedimentação (min)	Dosagem (mg.L ⁻¹)	pH 5 - pH 7	pH 5 - pH 8	pH 7 - pH 8
5	75	0,09	0,01	0,02
	100	0,39	0,03	0,07
	125	0,80	0,11	0,21
	150	0,22	0,08	0,21
	175	0,69	0,17	0,18
15	75	0,05	0,01	0,03
	100	0,26	0,01	0,01
	125	0,20	0,15	3,50E-03
	150	0,34	0,43	0,11
	175	0,17	0,22	0,82
30	75	0,04	0,03	0,04
	100	0,20	0,01	2,70E-03
	125	0,24	0,02	0,01
	150	0,10	0,21	0,02
	175	0,33	0,07	0,08

Fonte: Própria autora.

Tabela 33 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de DO 682 com Tanfloc

Tempo de sedimentação (min)	Dosagem (mg.L ⁻¹)	pH 5 - pH 7	pH 5 - pH 8	pH 7 - pH 8
5	75	0,12	0,01	0,02
	100	0,35	0,09	0,10
	125	0,39	0,16	0,32
	150	0,44	0,44	0,50
	175	0,25	0,35	0,18
15	75	0,10	0,02	0,04
	100	0,03	0,07	0,05
	125	0,23	0,21	0,33
	150	0,19	0,21	0,36
	175	0,08	0,25	0,49
30	75	0,04	0,03	0,04
	100	0,22	0,17	0,03
	125	0,21	0,23	0,42
	150	0,40	0,17	0,22
	175	0,48	0,20	0,06

Fonte: Própria autora.

Tabela 34 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de DO 750 com Tanfloc

Tempo de sedimentação (min)	Dosagem (mg.L ⁻¹)	pH 5 - pH 7	pH 5 - pH 8	pH 7 - pH 8
5	75	0,16	0,01	0,02
	100	0,05	0,11	0,02
	125	0,26	0,17	0,03
	150	0,36	0,42	0,27
	175	0,06	0,31	0,04
15	75	0,26	0,02	0,04
	100	0,03	0,08	0,05
	125	0,29	0,25	0,33
	150	0,18	0,28	0,41
	175	0,02	0,26	0,50
30	75	0,05	0,03	0,03
	100	0,18	0,38	0,03
	125	0,28	0,15	0,19
	150	0,24	0,11	0,19
	175	0,45	0,15	0,06

Fonte: Própria autora.

Tabela 35 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de Cor com sulfato de alumínio

Tempo de sedimentação (min)	Dosagem (mg.L ⁻¹)	pH 5 - pH 7	pH 5 - pH 8	pH 7 - pH 8
5	50	0,01	0,01	0,02
	75	6,51E-07	4,94E-03	0,01
	100	1,81E-03	2,01E-04	0,40
	125	3,11E-04	4,98E-03	0,46
	150	1,70E-04	5,35E-04	0,25
15	50	0,01	0,13	0,02
	75	6,50E-08	0,01	0,03
	100	1,68E-08	1,63E-03	0,29
	125	5,97E-06	6,44E-05	0,13
	150	4,48E-07	1,45E-03	0,64
30	50	0,02	0,19	0,49
	75	1,77E-04	0,02	0,01
	100	5,79E-04	6,07E-04	0,11
	125	2,57E-05	2,17E-03	0,12
	150	4,87E-04	9,19E-06	0,06

Fonte: Própria autora.

Tabela 36 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de Turbidez com sulfato de alumínio

Tempo de sedimentação (min)	Dosagem (mg.L ⁻¹)	pH 5 - pH 7	pH 5 - pH 8	pH 7 - pH 8
5	50	0,01	0,06	0,04
	75	1,59E-03	0,01	0,05
	100	8,06E-04	2,62E-03	0,20
	125	0,01	0,01	0,08
	150	6,96E-04	0,01	0,11
15	50	2,73E-03	0,32	0,13
	75	4,05E-03	9,25E-04	0,02
	100	1,91E-03	4,52E-05	0,22
	125	4,97E-03	0,01	0,02
	150	1,17E-03	5,16E-04	0,11
30	50	2,76E-03	0,34	0,01
	75	2,47E-03	4,53E-03	0,03
	100	0,01	0,01	0,41
	125	2,31E-03	2,25E-03	0,31
	150	3,38E-03	7,94E-04	0,17

Fonte: Própria autora.

Tabela 37 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de DO540 com sulfato de alumínio

Tempo de sedimentação (min)	Dosagem (mg.L ⁻¹)	pH 5 - pH 7	pH 5 - pH 8	pH 7 - pH 8
5	50	0,08	0,25	0,07
	75	6,02E-06	0,01	0,02
	100	5,09E-05	1,45E-04	0,17
	125	4,45E-05	3,76E-03	0,03
	150	3,67E-05	7,90E-06	0,03
15	50	0,01	0,06	0,02
	75	2,25E-06	4,61E-04	0,00
	100	7,46E-07	1,11E-04	0,14
	125	6,05E-05	1,45E-04	0,07
	150	1,10E-04	3,68E-06	0,23
30	50	3,93E-03	1,92E-03	0,01
	75	8,69E-04	0,01	2,63E-03
	100	1,33E-05	2,80E-05	0,17
	125	2,75E-05	5,97E-06	0,28
	150	3,27E-03	4,46E-03	0,06

Fonte: Própria autora.

Tabela 38 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de DO 682 com sulfato de alumínio

Tempo de sedimentação (min)	Dosagem (mg.L ⁻¹)	pH 5 - pH 7	pH 5 - pH 8	pH 7 - pH 8
5	50	2,91E-03	0,06	0,04
	75	1,13E-05	0,01	0,03
	100	3,92E-05	1,11E-04	0,08
	125	2,13E-04	6,81E-04	0,30
	150	3,62E-05	9,47E-07	0,03
15	50	0,01	0,08	0,01
	75	1,77E-05	3,69E-04	0,00
	100	1,27E-05	2,06E-06	0,08
	125	9,68E-05	1,13E-04	0,08
	150	2,44E-04	9,66E-07	0,19
30	50	4,49E-03	0,03	0,01
	75	5,65E-04	0,01	2,49E-03
	100	1,50E-05	3,89E-04	0,24
	125	4,69E-05	1,57E-06	0,28
	150	4,78E-03	0,01	0,05

Fonte: Própria autora.

Tabela 39 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de DO 750 com sulfato de alumínio

Tempo de sedimentação (min)	Dosagem (mg.L ⁻¹)	pH 5 - pH 7	pH 5 - pH 8	pH 7 - pH 8
5	50	0,05	0,14	0,14
	75	2,11E-05	0,02	0,02
	100	7,34E-05	8,57E-04	0,06
	125	3,13E-05	7,42E-05	0,01
	150	9,87E-05	2,36E-05	0,04
15	50	0,02	0,06	0,02
	75	1,08E-03	0,01	0,01
	100	8,10E-05	2,38E-05	0,11
	125	7,02E-05	5,27E-04	0,03
	150	6,95E-04	3,28E-04	0,19
30	50	0,01	0,02	0,02
	75	9,43E-04	0,02	0,00
	100	5,24E-05	1,63E-06	0,30
	125	1,10E-05	8,99E-04	0,15
	150	5,48E-05	4,46E-04	0,05

Fonte: Própria autora.

APÊNDICE F – ETAPA 3 – Teste de dosagem e diluição

Roselet et al. (2017) constataram em seu estudo uma relação linear entre concentração da biomassa e dosagem requerida, essa relação foi observada por diversos autores. Como mencionado na metodologia, não foi possível realizar a aquisição de imagens com o efluente puro, afim de identificar o efeito da diluição na dosagem requerida, realizou-se um teste de diluição. O teste de diluição consistiu em avaliar a dosagem ótima observada na Etapa 1 (75mg.⁻¹ para sulfato de alumínio e 100 mg.L⁻¹ de Tanfloc).

O fator de diluição adotado foi 50%, sendo a solução diluída composta por 1L de efluente puro e 1L de água destilada. No efluente diluído usou-se 50% da dosagem. Os resultados do teste de diluição para o Tanfloc e sulfato de alumínio estão apresentados nas Tabelas 40 e 41 respectivamente.

Tabela 40 – Eficiência de remoção de Turbidez, Cor e DO (540,682 E 750) com 75 mg.L⁻¹ de Tanfloc para efluente diluído e puro.

Parâmetro	Diluído (50 mg.L ⁻¹ Tanfloc)				Efluente Puro (100 mg.L ⁻¹ Tanfloc)			TTEST
Turbidez	88,6	89,1	89,7		89,3	87,9	89,6	0,8
Cor	87,0	88,3	87,6		89,1	87,1	87,6	0,7
DO	81,4	83,7	82,8	80,7	80,8	80,4	0,1	0,1
	87,1	88,3	86,3	85,8	87,6	85,2	0,3	0,3
	80,8	79,4	79,7	82,4	81,9	79,9	0,2	0,2

Fonte: Própria autora.

Tabela 41 – Eficiência de remoção de Turbidez, Cor e DO (540,682 E 750) com 75 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio para efluente diluído e puro.

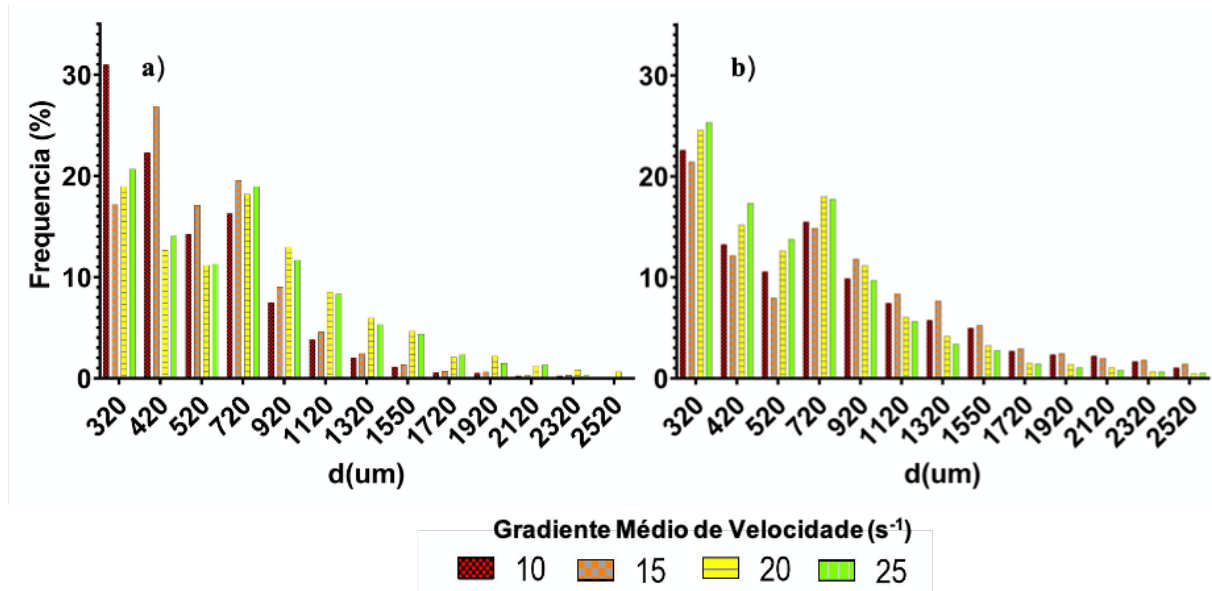
Parâmetro	Diluído (35,5 mg.L ⁻¹ sulfato de alumínio)				Efluente Puro (75 mg.L ⁻¹ sulfato de alumínio)			TTEST
Turbidez	91,3	93,1	91,0		93,0	92,2	92,4	0,4
Cor	98,0	95,7	95,6		95,9	96,3	96,1	0,7
DO	88,8	86,2	85,4	85,8	86,5	86,3	0,6	0,6
	93,0	92,4	90,2	89,9	89,7	89,3	0,1	0,1
	91,3	90,6	92,8	90,9	88,7	88,5	0,1	0,1

Fonte: Própria autora.

É possível observar nas Tabelas 40 e 41 que não houve variação significativa ($p < 0,05$) entre nenhum dos parâmetros analisados comparando o efluente diluído e puro para ambos coagulantes. Isso indica que para o efluente de estudo, a diluição de 50% têm uma relação linear em com dosagem

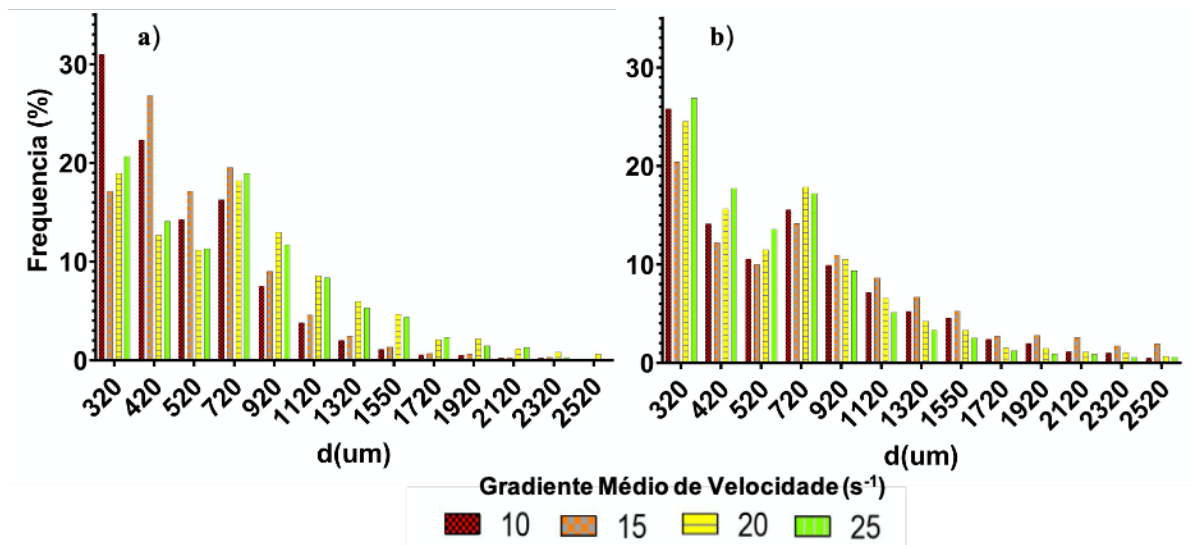
APÊNDICE G – ETAPA 3 – Frequência de Distribuição do Tamanho de Partículas

Figura 26 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 5 minutos de floculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio



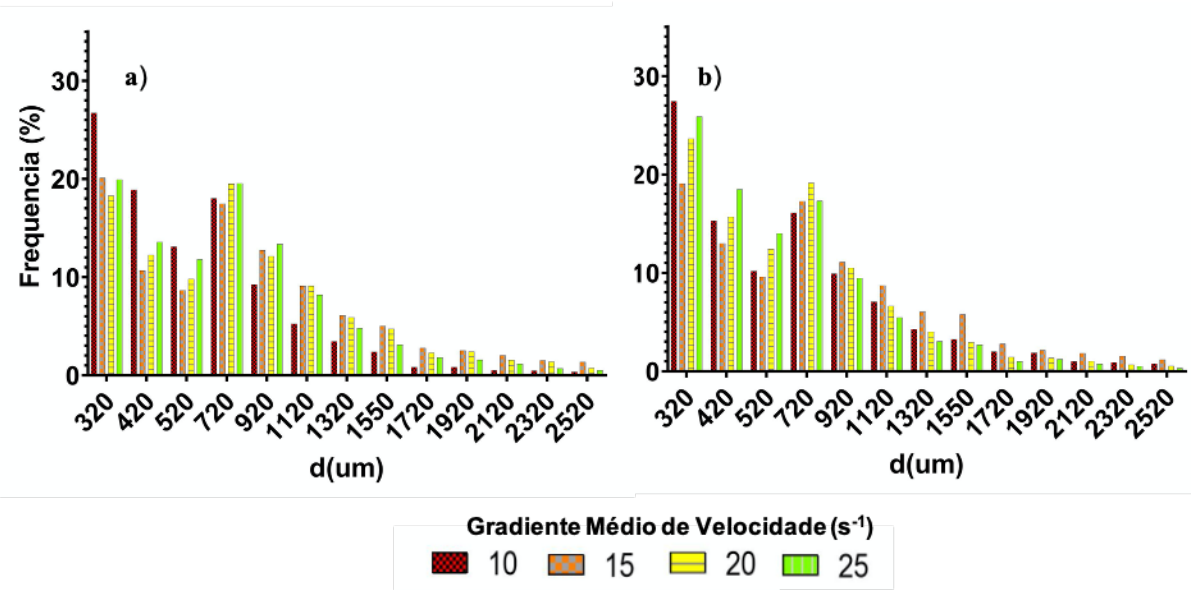
Fonte: Própria autora.

Figura 27 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 10 minutos de floculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio



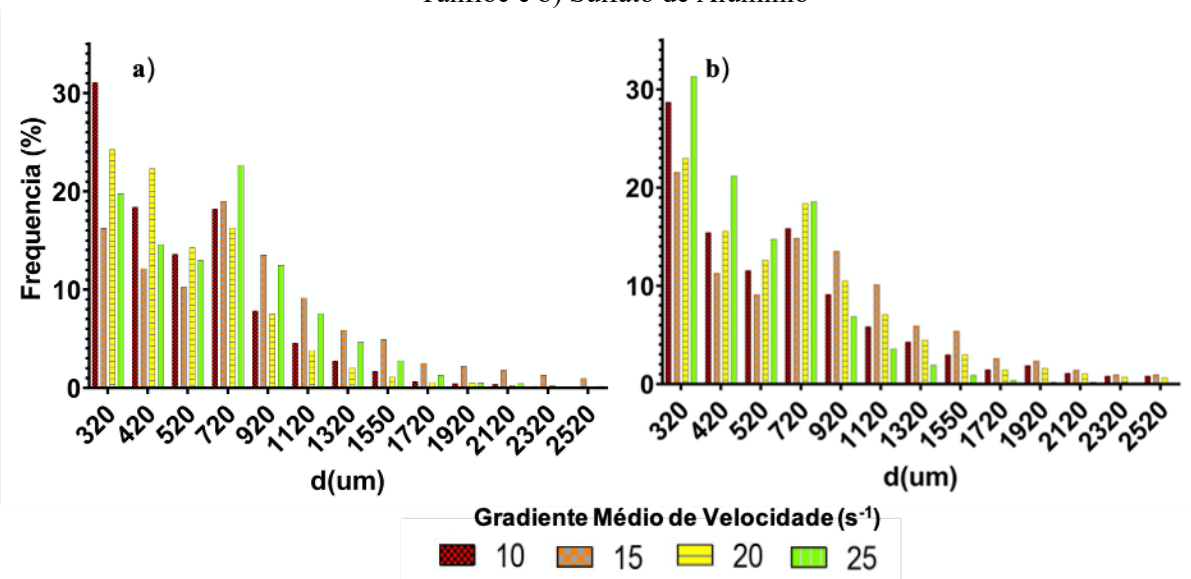
Fonte: Própria autora.

Figura 28 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 15 minutos de floculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio



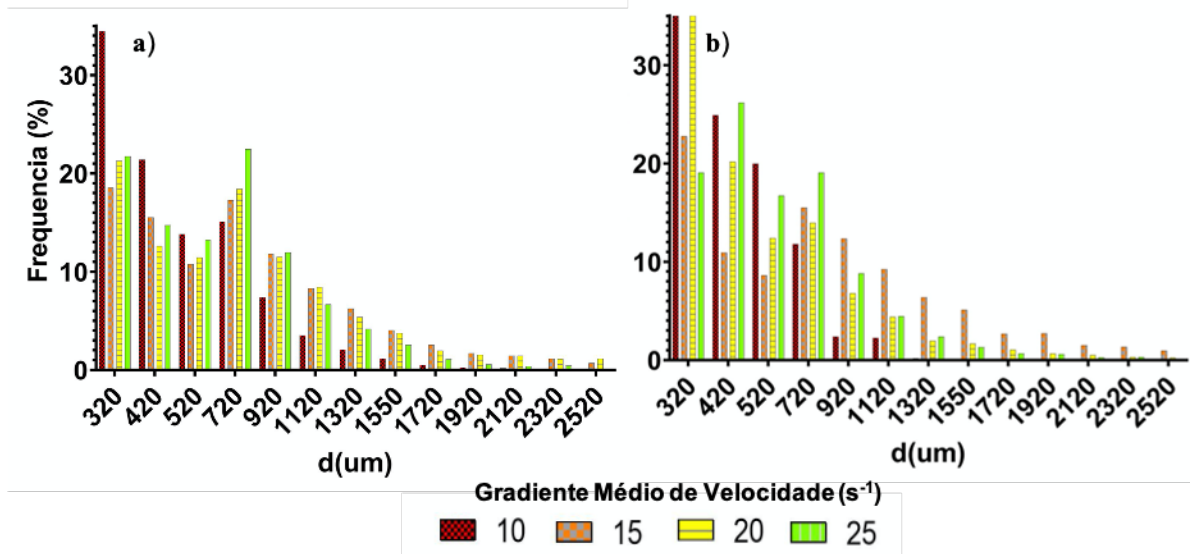
Fonte: Própria autora.

Figura 29 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 20 minutos de floculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio



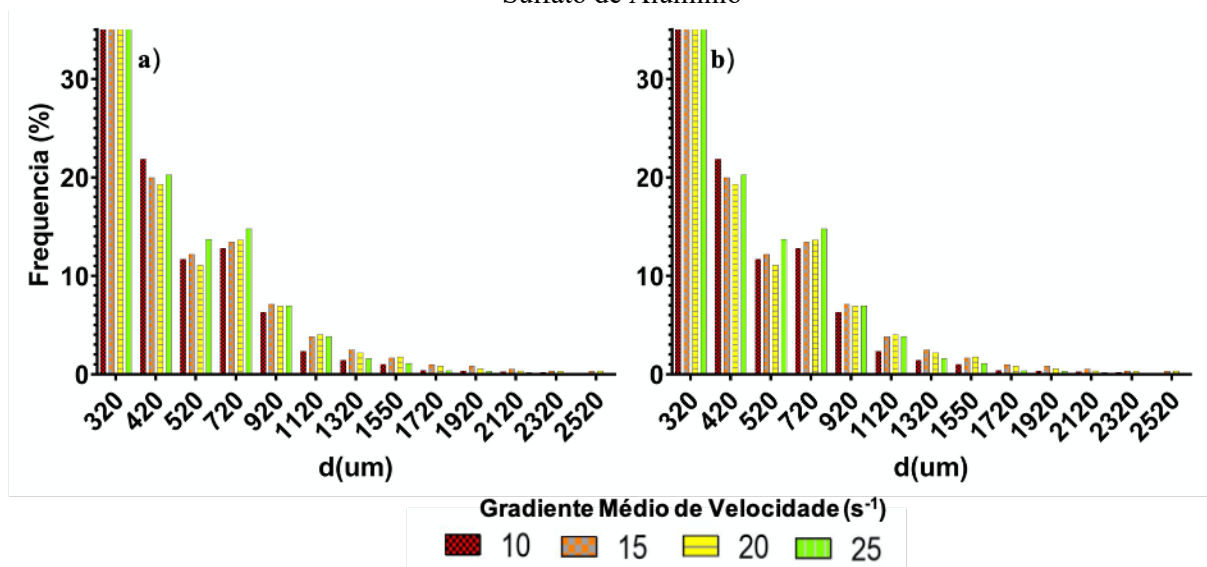
Fonte: Própria autora.

Figura 30 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 25 minutos de floculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio



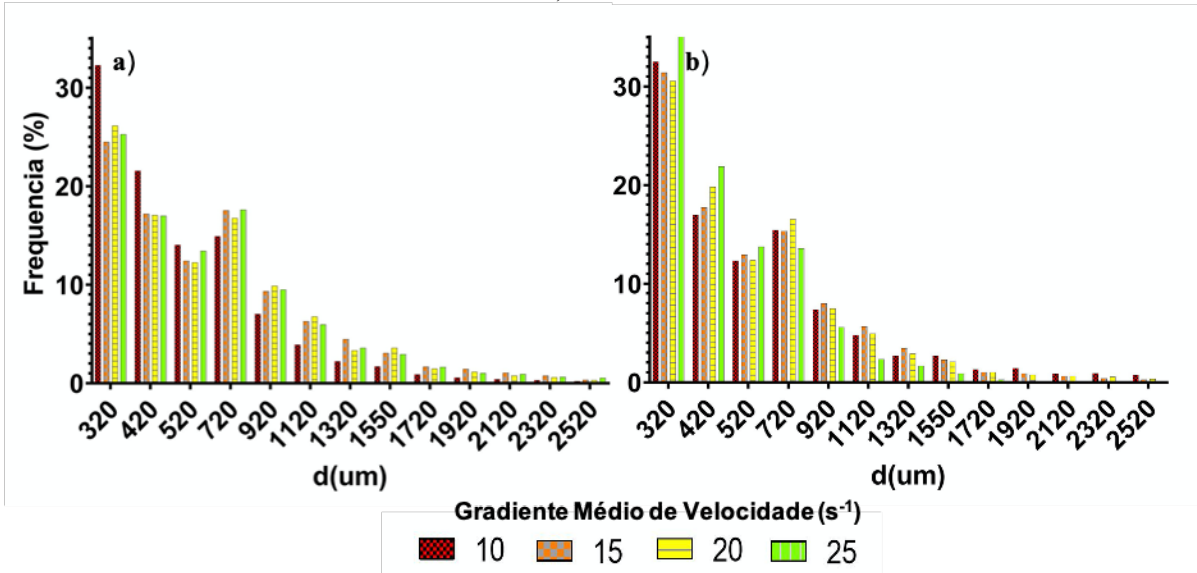
Fonte: Própria autora.

Figura 31 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas após quebra para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio



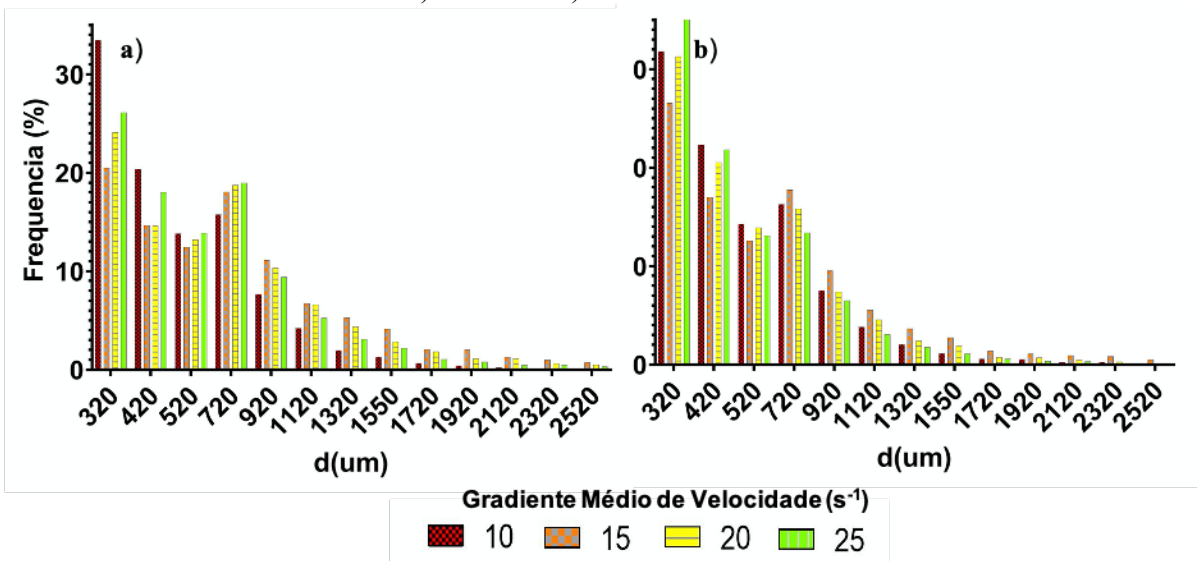
Fonte: Própria autora.

Figura 32 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 5 minutos de refloculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio



Fonte: Própria autora.

Figura 33 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 10 minutos de refloculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio



Fonte: Própria autora.

Figura 34 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 15 minutos de refloculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio

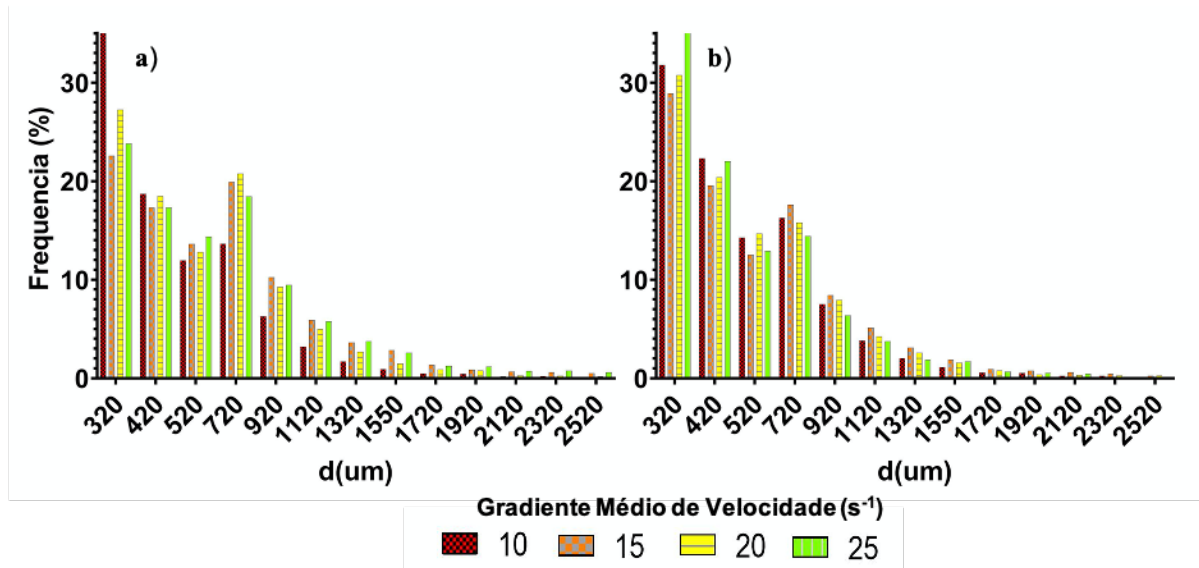


Figura 35 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 20 minutos de refloculação para a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio

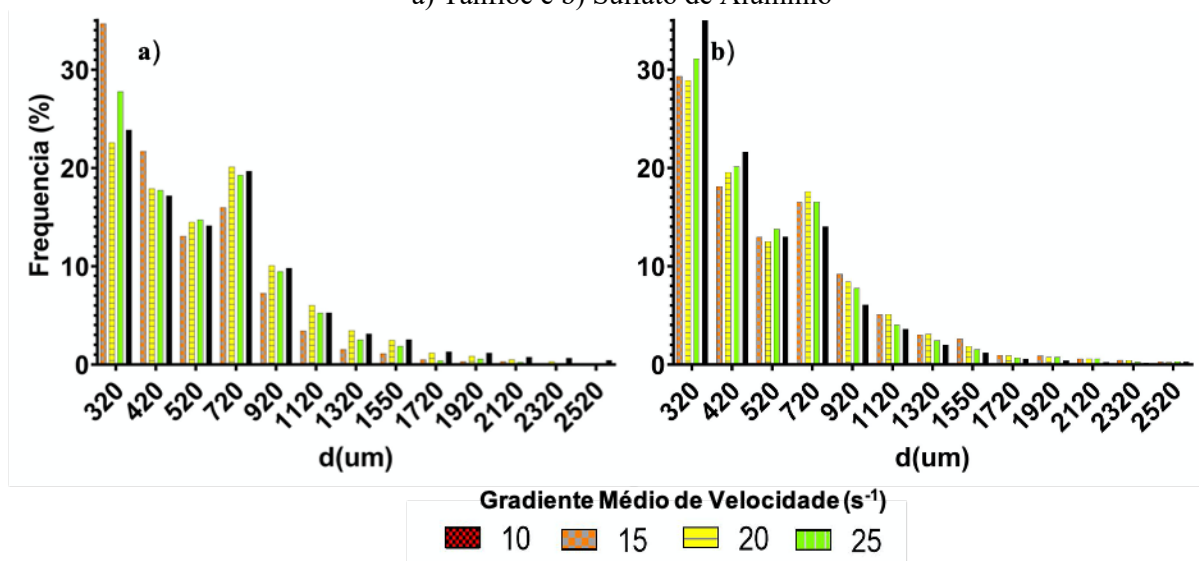
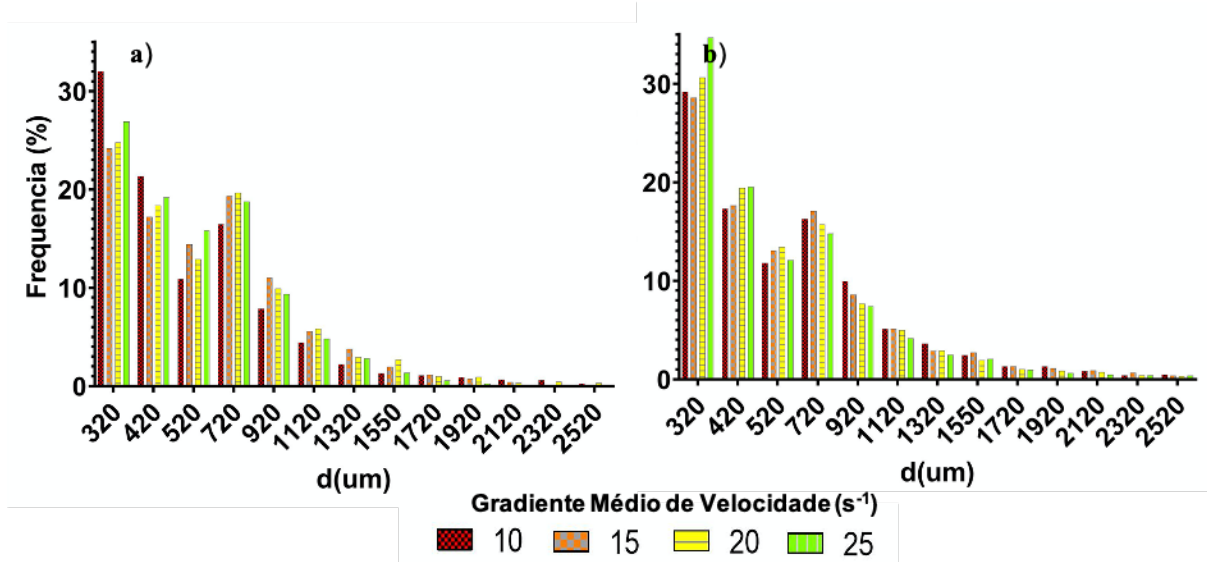


Figura 36 – Frequência de distribuição do tamanho de partículas com 25 minutos de refloculação para
a) Tanfloc e b) Sulfato de Alumínio



Fonte: Própria autora.

APÊNDICE H – ETAPA 3: Média de $D_{m\acute{a}x}$, $\Delta D_{m\acute{a}x}$ E Exemplo de Imagens

Tabela 42 – Valor $D_{m\acute{a}x}$ médio para Tanfloc.

Tempo de Floculação (min)	10 s ⁻¹		15 s ⁻¹		20 s ⁻¹		25 s ⁻¹	
	AV (μm)	STDV (μm)	AV (μm)	STDV (μm)	AV (μm)	STDV (μm)	AV (μm)	STDV (μm)
5	498	311	656	461	720	465	675	424
10	516	316	672	494	720	486	696	457
15	581	415	781	522	747	487	677	437
20	521	330	767	494	679	450	624	360
25	479	292	718	473	705	481	606	359
quebra	446	289	510	365	495	351	471	288
30	510	342	627	430	609	415	609	422
35	493	305	693	470	634	431	570	373
40	491	299	611	401	546	340	608	416
45	476	292	588	363	535	320	601	405
50	530	373	576	352	579	372	522	295

Fonte: Própria autora.

Tabela 43 – Valor $D_{m\acute{a}x}$ médio para Sulfato de alumínio.

Tempo de Floculação (min)	10 s ⁻¹		15 s ⁻¹		20 s ⁻¹		25 s ⁻¹	
	AV (μm)	STDV (μm)	AV (μm)	STDV (μm)	AV (μm)	STDV (μm)	AV (μm)	STDV (μm)
5	739	530	780	539	631	431	600	414
10	675	479	795	560	645	453	586	410
15	645	468	763	517	631	426	582	394
20	627	463	746	496	646	439	483	280
25	392	172	752	511	506	356	497	304
quebra	413	245	433	289	402	218	401	242
30	579	445	554	386	546	382	441	264
35	568	422	604	423	519	343	464	300
40	573	407	549	371	517	338	489	328
45	561	383	550	372	523	352	477	317
50	584	412	579	412	545	379	520	369
50	739	530	780	539	631	431	600	414

Fonte: Própria autora.

Tabela 44 - $\Delta D_{m\acute{a}x}$ (μm) Obtido para o Tanfloc

Tempo i	Gradiente de Velocidade (s-1)			
	10	15	20	25
10	0,11	0,14	0,04	-0,03
15	-0,12	-0,02	-0,10	-0,09
20	-0,09	-0,07	0,04	-0,03
25	-0,07	-0,41	-0,42	-0,29

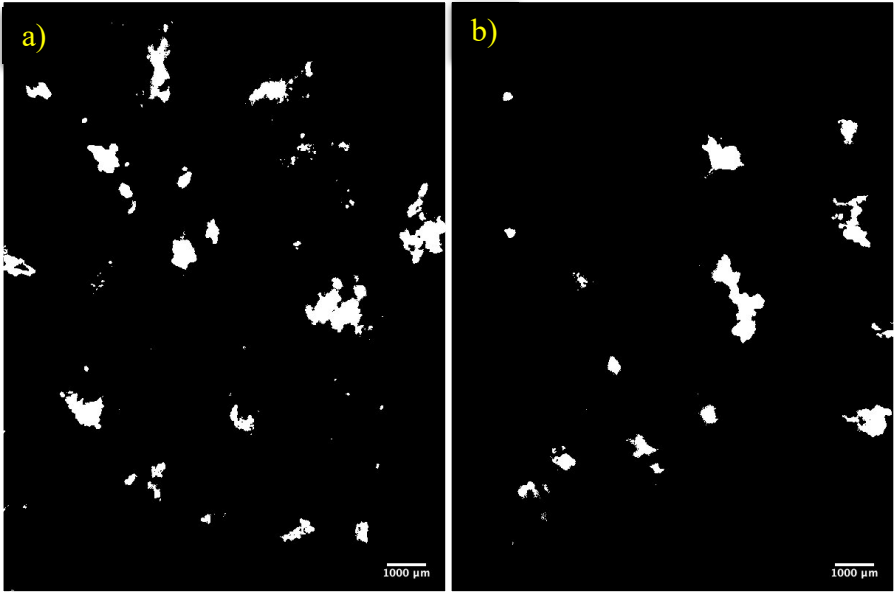
Fonte: Própria autora.

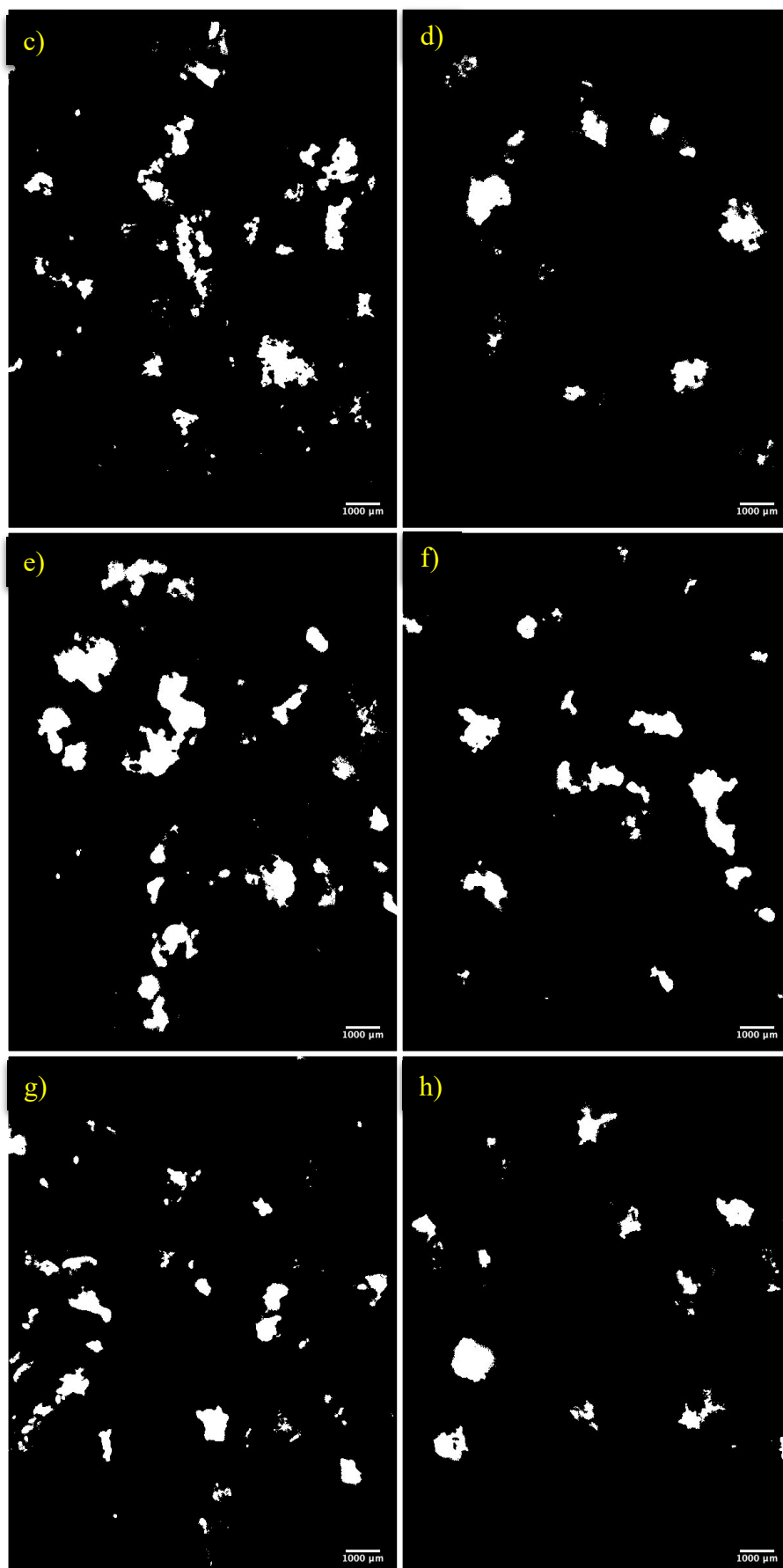
Tabela 45 - $\Delta D_{\text{máx}}$ (μm) Obtido para o Sulfato de Alumínio

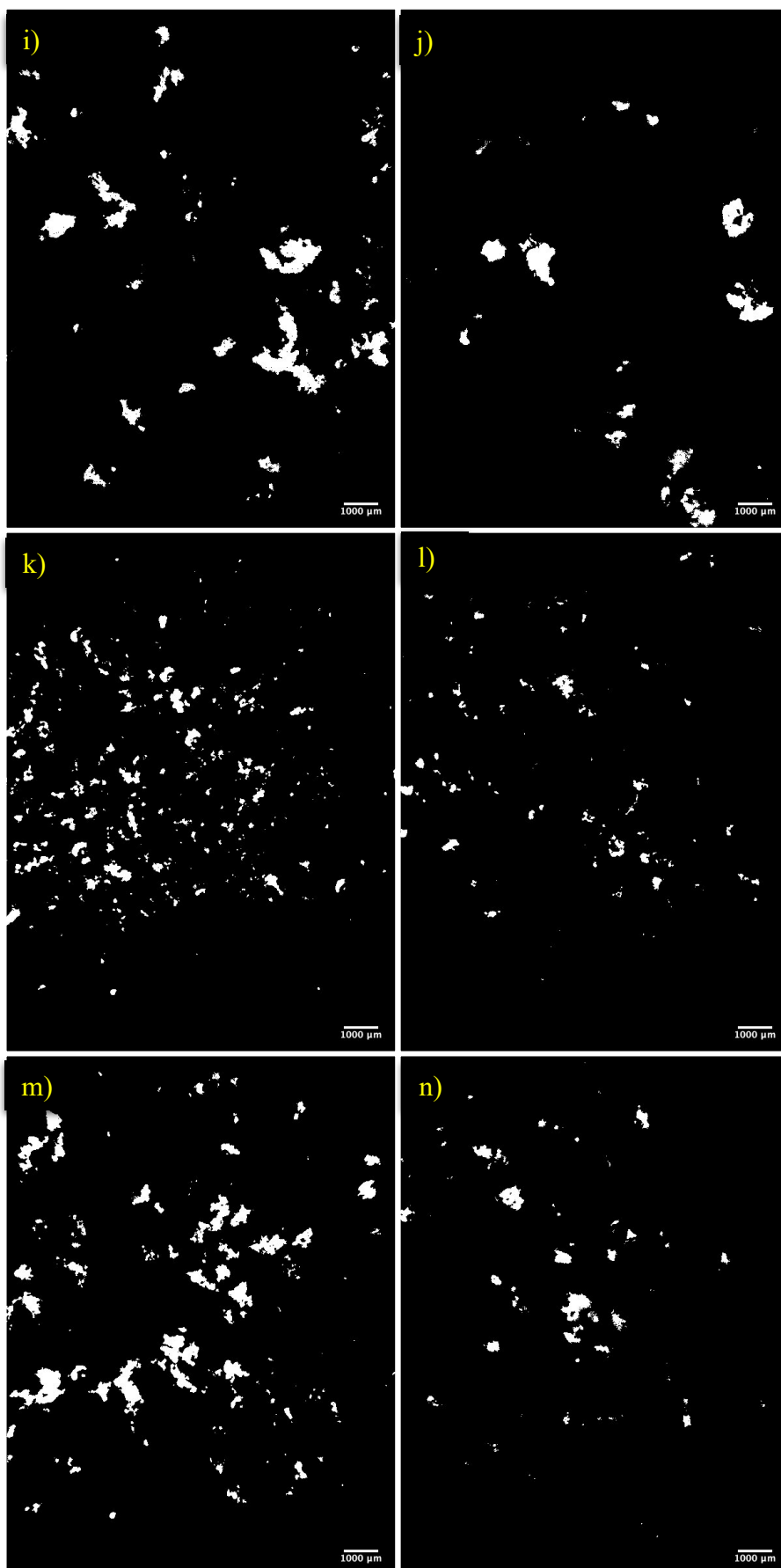
Gradiente de Velocidade (s^{-1})				
Tempo i (min)	10	15	20	25
10	-0,10	0,02	0,02	-0,02
15	-0,05	-0,04	-0,02	-0,01
20	-0,03	-0,02	0,02	-0,21
25	-0,60	0,01	-0,28	0,03

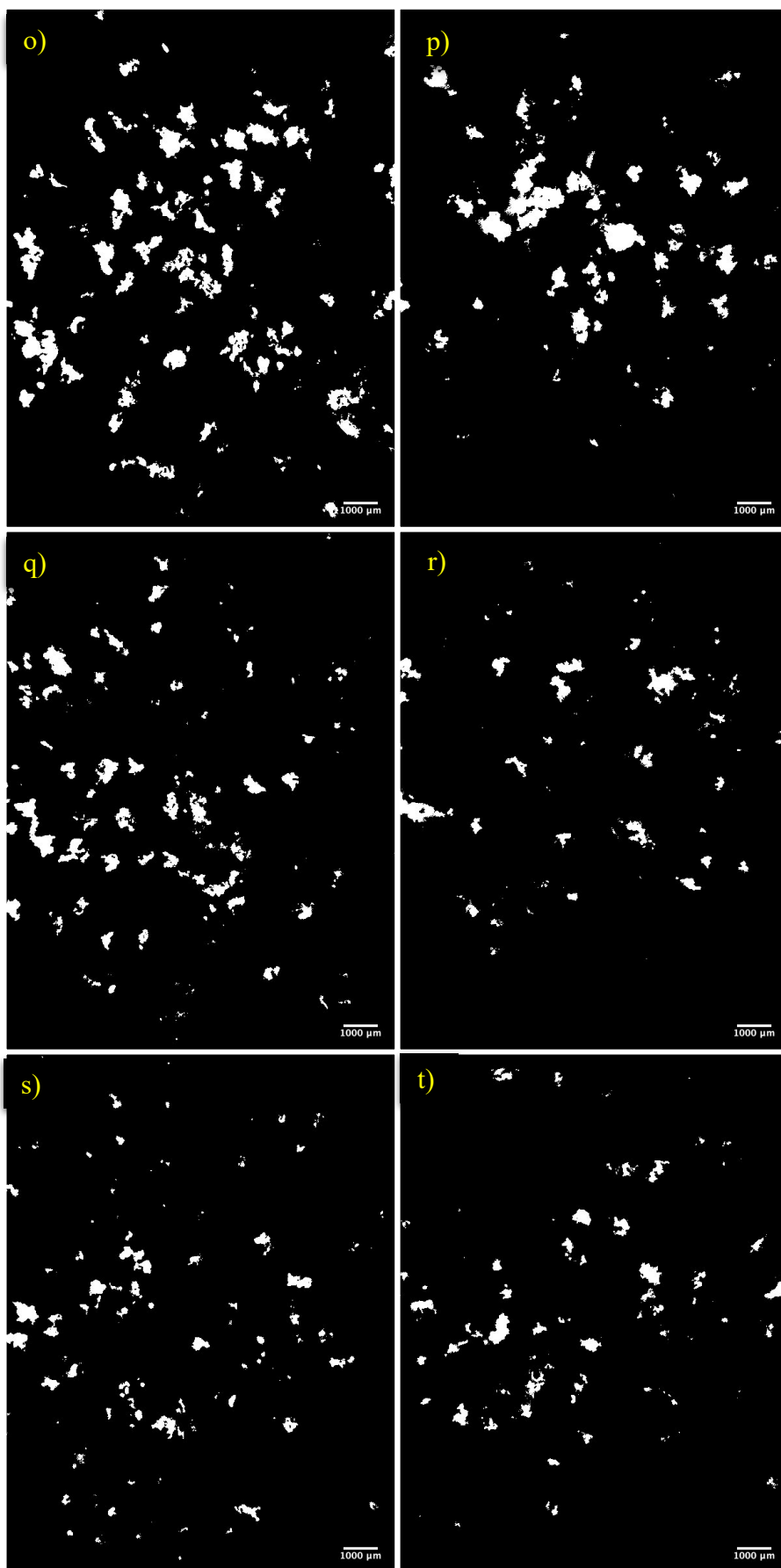
Fonte: Própria autora.

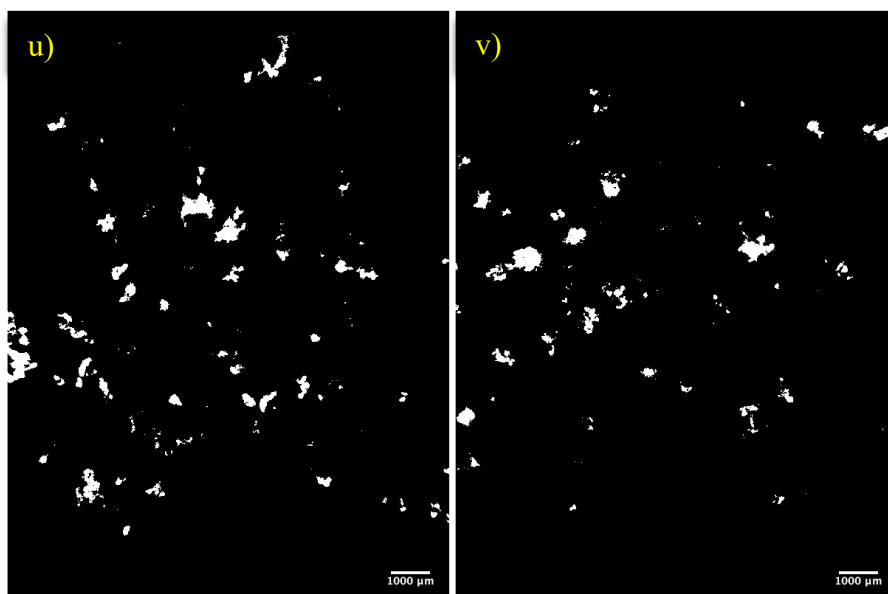
Figure 37. Caracterização do tamanho dos flocos (2 Bits). 1 exemplo (de 100 imagens tiradas para cada coagulante e tempo) Imagens obtidas com o gradiente de velocidade de 15s^{-1} . a) Tanfloc com 5 minutos de floculação; b) Sulfato de alumínio com 5 minutos de floculação; c) Tanfloc com 10 minutos de floculação; d) Sulfato de alumínio com 10 minutos de floculação; e) Tanfloc com 15 minutos de floculação; f) Sulfato de alumínio com 15 minutos de floculação; g) Tanfloc com 20 minutos de floculação; h) Sulfato de alumínio com 20 minutos de floculação; i) Tanfloc com 25 minutos de floculação; j) Sulfato de alumínio com 25 minutos de floculação; k) Tanfloc quebra; l) Sulfato de alumínio quebra; m) Tanfloc com 5 minutos de refloculação; n) Sulfato de alumínio com 5 minutos de refloculação; o) Tanfloc com 10 minutos de refloculação; p) Sulfato de alumínio com 10 minutos de refloculação; q) Tanfloc com 15 minutos de refloculação; r) Sulfato de alumínio com 15 minutos de refloculação; s) Tanfloc com 20 minutos de refloculação; t) Sulfato de alumínio com 20 minutos de refloculação; u) Tanfloc com 25 minutos de refloculação; v) Sulfato de alumínio com 25 minutos











Fonte: Própria Autora

APÊNDICE I– ETAPA 3: TTTEST

Tabela 46 – Valor de P TTEST Bicaudal entre Dmax obtido com os gradientes de velocidade para Tanfloc

Gradiente de Velocidade (s-1)	Tempo de Floculação (min)										
	5	10	15	20	25	quebra	30	35	40	45	50
10x15	5E-113	6E-84	4E-126	4E-203	8E-201	2E-75	2E-91	3E-254	3E-115	2E-116	3E-16
10x20	8E-131	2E-101	5E-83	2E-59	8E-04	8E-142	6E-112	4E-106	6E-18	8E-23	1E-12
10x25	6E-104	3E-98	3E-42	3E-38	3E-63	2E-09	9E-64	3E-47	5E-97	8E-112	2E-01
15x20	7E-10	2E-05	3E-03	5E-15	1E-159	1E-50	5E-17	1E-14	3E-18	3E-15	7E-01
15x25	6E-02	2E-02	2E-22	2E-46	1E-29	2E-18	9E-03	1E-73	7E-01	5E-02	1E-17
20x25	4E-05	4E-02	2E-10	1E-06	7E-44	1E-87	1E-24	1E-18	5E-16	2E-19	4E-14

Fonte: Própria autora.

Tabela 47 – Valor de P TTEST Bicaudal entre Dmax obtido com os gradientes de velocidade para sulfato de alumínio

Gradiente de Velocidade (s-1)	Tempo de Floculação (min)										
	5	10	15	20	25	quebra	30	35	40	45	50
10x15	1E-02	5E-14	4E-17	2E-16	6E-205	4E-06	5E-03	1E-05	8E-03	2E-01	6E-01
10x20	8E-17	1E-02	2E-01	9E-02	1E-02	3E-148	9E-19	1E-10	4E-11	2E-06	3E-06
10x25	3E-28	3E-15	3E-09	4E-40	2E-92	5E-03	4E-64	2E-46	5E-24	1E-27	3E-14
15x20	2E-27	3E-26	3E-27	2E-16	3E-193	3E-90	1E-13	3E-34	4E-07	5E-05	4E-07
15x25	4E-41	9E-52	3E-52	4E-108	1E-104	1E-11	2E-71	1E-99	1E-22	5E-32	2E-18
20x25	2E-04	1E-12	8E-10	5E-110	1E-70	1E-160	7E-37	3E-23	2E-07	2E-16	6E-05

Fonte: Própria autora.

Tabela 48 – Valor de P TTEST Bicaudal entre Dmax obtido com Tanfloc e sulfato de alumínio

Gradiente de Velocidade (s-1)	Tempo de Floculação (min)										
	5	10	15	20	25	quebra	30	35	40	45	50
10	1E-86	1E-19	9E-18	1E-16	9E-02	1E-17	3E-12	2E-32	5E-03	2E-01	3E-29
15	3E-02	8E-01	1E-01	2E-03	1E-12	4E-166	7E-03	1E-250	5E-04	2E-39	1E-65
20	5E-02	4E-34	5E-04	4E-25	2E-17	3E-49	8E-01	7E-33	5E-58	5E-11	7E-05
25	6E-20	4E-05	7E-01	2E-31	1E-09	7E-02	3E-93	3E-01	6E-15	3E-06	7E-01

Fonte: Própria autora.

Tabela 49 – Valor de P TTEST Bicaudal entre os tempos de floculação para Tanfloc.

Tempo de Floculação (min)	Gradiente de Velocidade (s-1)			
	10	15	20	25
5x10	6E-05	1E-01	1E+00	4E-02
5x15	6E-46	2E-35	2E-02	8E-01
5x20	4E-07	7E-32	5E-04	4E-07
5x25	2E-05	6E-11	6E-128	6E-12
10x15	1E-24	1E-24	2E-02	8E-02
10x20	3E-01	3E-21	7E-04	2E-12
10x25	1E-17	4E-06	3E-118	2E-18
15x20	4E-21	2E-01	1E-08	5E-08
15x25	1E-82	3E-09	6E-156	3E-13
20x25	1E-22	1E-06	2E-76	8E-02
30X35	9E-05	8E-21	3E-13	3E-09
30X40	3E-06	1E-02	4E-58	9E-01
30X45	2E-16	6E-10	2E-69	2E-01
30X50	1E-04	6E-16	2E-37	2E-37
35X40	4E-01	2E-33	1E-26	7E-09
35X45	3E-06	4E-58	7E-36	2E-06
35X50	4E-14	1E-70	2E-11	2E-13
40X45	7E-05	2E-04	2E-01	3E-01
40X50	1E-16	1E-08	8E-05	1E-36
45X50	8E-30	3E-02	4E-08	1E-31

Fonte: Própria autora.

Tabela 50 – Valor de P TTEST Bicaudal entre os tempos de floculação para sulfato de alumínio.

Tempo de Floculação (min)	10	15	20	25
5x10	2E-05	4E-01	1E-01	6E-02
5x15	1E-10	3E-01	1E+00	1E-02
5x20	6E-14	3E-02	8E-02	1E-66
5x25	3E-167	8E-02	1E-217	9E-52
10x15	3E-02	5E-02	1E-01	6E-01
10x20	6E-04	3E-03	9E-01	9E-53
10x25	1E-147	8E-03	4E-235	1E-39
15x20	2E-01	3E-01	8E-02	4E-49
15x25	2E-137	5E-01	2E-231	2E-36
20x25	2E-107	7E-01	6E-279	2E-02
30X35	2E-01	4E-11	2E-02	2E-06
30X40	6E-01	5E-01	5E-02	1E-21
30X45	7E-02	6E-01	3E-03	3E-13
30X50	6E-01	5E-04	2E-11	2E-44
35X40	6E-01	2E-13	7E-01	1E-06
35X45	5E-01	3E-13	5E-01	1E-02
35X50	8E-02	1E-03	2E-05	2E-22
40X45	2E-01	1E+00	3E-01	2E-02
40X50	3E-01	3E-05	3E-06	8E-08
45X50	2E-02	3E-05	3E-04	1E-13

Fonte: Própria autora.

APÊNDICE J – ETAPA 4: Tabela Fertilizantes Orgânicos

Tabela 51 – Composição de Fertilizantes Orgânicos

	Ca	Co	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	P	S	Zn	N	C
Bioilsa®	61	*	6	526	2	1	18	*	8	*	10	43	62	105	431
Biosol®	4	*	11	319	5	1	9	*	9	*	6	20	13	73	475
Farinha de osso	187	*	*	175	2	4	5	*	6	1	88	3	121	75	293
Pellets de grama trevo	10	8600	8	1630	24	3	164	3	*	4	3	1	29	19	386
Cascas de cacau	4	14600	41	1119	26	5	79	1	*	10	4	2	64	26	507
Fertilizantes à base de DGGS	2	6400	8	227	19	5	54	1	6	2	12	5	85	56	506
Farinha de semente de feijão fava	3	*	19	83	14	2	30	2	*	4	7	2	62	48	470
Farinha de penas fertilizantes	9	*	23	362	16	2	38	1	2	2	4	14	120	110	517
Bagaço de uva	10	*	64	531	6	1	35	*	*	1	2	2	22	21	554
Pellet de farinha de cabelo	10	*	16	518	3	1	22	1	2	2	5	18	192	137	521
Chifre e cascos	13	*	35	3025	3	2	45	*	2	6	4	23	179	148	503
Bolo de prensagem de sementes de linhaça	4	*	11	151	13	5	38	2	*	2	11	7	75	54	502

Continua

	Co	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	P	S	Zn	N	C	Ca
Alimento à base de glúten de milho fertilizantes	57	5900	11	1390	21	8	58	4	6	13	21	23	303	63	397
MALTaflor®	7	*	11	488	41	2	51	1	5	1	6	33	70	43	411
Farinha de carne e osso	79	*	9	655	6	3	25	1	8	1	36	10	116	100	420
Líquido OPF	6	13000	*	329	22	3	66	1	9	4	25	16	34	172	344
PPL	2	*	17	172	130	7	47	2	4	*	11	14	125	46	345
Solafert®	18	26200	79	54200	29	8	588	8	4	17	29	10	362	37	347
Farinha de semente de ervilhaca	4	*	11	885	10	2	47	3	*	4	5	2	49	46	455
Vinhaça	7	18200	9	323	73	1	117	2	32	8	3	10	32	58	379

* Cálcio-Ca, Potássio-K, Magnésio-Mg, Sódio-Na, Fósforo-P, Enxofre-S, Nitrogênio-N, Carbono-C em g.kg⁻¹, Cobalto, Cobre-Cu, Ferro-Fe, Manganês-Mn, Molibdênio-Mo, Níquel-Ni, Zinco-Zn em mg.kg⁻¹.

*Fonte: Möller & Schultheiss (2014 apoud Silva et. al. 2019)

APÊNDICE K – ETAPA 4 – TTEST

Tabela 52 – Valor de P TTEST Unicaudal entre Eficiência de Remoção de DO 750 com sulfato de alumínio

Parâmetro	SOBRENADANTE SEPARADO COM TANFLOC/SOBRENADANTE SEPARADO COM SULFATO DE ALUMÍNIO
pH	4,73E-04
DQO	0,07
<i>E. coli</i>	0,32
Coliformes Totais	4,50E-03
Turbidez	0,01
Cor Aparente	2,14E-03
DO (540)	0,01
DO (642)	0,01
DO (750)	0,01
Fósforo	8,97E-04
NTK	0,17
SST	0,02

**Fonte: Própria autora.

APÊNDICE L – TTEST COMPARAÇÃO DOS EFLUENTES DE ESTUDO

Tabela 53 – Valor de P TTEST Bicaudal para comparação de pH, SST, Cor, Turbidez e DO (540, 682 e 750) entre os efluentes de estudo.

Parâmetro	E1 - E2	E1 - E3	E1 - E4	E2 - E3	E2 - E4	E3 - E4
pH	0,06	0,12	0,12	0,49	0,70	0,78
SST	0,80	4,15E-03	0,54	3,34E-03	0,62	0,02
Cor	0,71	0,01	2,99E-03	0,02	0,01	8,59E-04
Turbidez	0,45	3,18E-03	0,02	0,01	0,03	0,08
DO	0,72	0,15	0,12	0,15	0,10	0,04
	0,35	0,29	0,02	0,15	0,02	0,01
	0,84	0,27	0,10	0,27	0,10	0,35

* E1: Etapa 1/ E2: Etapa 2 /E3: Etapa 3 /E1: Etapa 4

**Fonte: Própria autora.

APÊNDICE M – TITLE PAGE ARTIGO¹

Tannin-based coagulant for harvesting microalgae cultivated in wastewater: efficiency, floc morphology and products characterisation

Mariana Souza Teixeira^{*,a}, Lais Galileu Speranza^{*,b}, Isabel da Silva Costacurta^c Rodrigo Braga Moruzzi^d, Gustavo Henrique Ribeiro da Silva^{e,**}

* Sharing first authorship

^a Universidade Estadual de São Paulo Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Campus de Bauru, Av. Eng. Luiz Edmundo C. Coube 14-01, Vargem Limpa – 17033-360 – Bauru/SP/Brazil, mariana.teixeira@unesp.br

^b Associação Oceano Verde (GreenCoLab), Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, Pavilhão B1, Gabinete H8, 8005-139 Faro/Portugal. Universidade Estadual de São Paulo Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Campus de Rio Claro, Avenida 24 A, 1515, Bela Vista, 13506-692 Rio Claro/SP/Brazil, lsperanza@greencolab.com

^c Universidade Estadual de São Paulo Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Campus de Bauru, Av. Eng. Luiz Edmundo C. Coube 14-01, Vargem Limpa – 17033-360 – Bauru/SP/Brazil, isabel.costacurta@unesp.br

^d Universidade Estadual de São Paulo Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Campus de Rio Claro, Avenida 24 A, 1515, Bela Vista – 13506-692 – Rio Claro/SP/Brazil, rodrigo.moruzzi@unesp.br

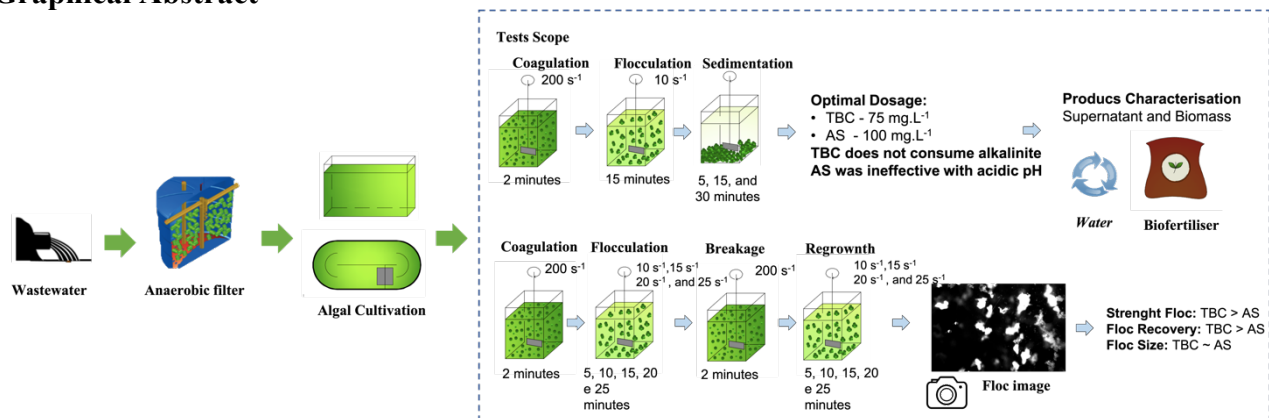
^e Universidade Estadual de São Paulo Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Campus de Bauru, Av. Eng. Luiz Edmundo C. Coube 14-01, Vargem Limpa – 17033-360 – Bauru/SP/Brazil, gustavo.ribeiro@unesp.br

**Corresponding author

Highlights

- Tannin-based coagulant (TBC) was able to efficiently harvest algal biomass
- TBC flocculation achieved parameters removals efficiencies greater than 90%
- TBC flocculation is not affected by the pH value of the medium
- TBC produced stronger flocs compared to commercial aluminium sulphate coagulant
- TBC produced nutrient-rich biomass and reusable supernatant

Graphical Abstract



¹Artigo completo submetido na revista “Science of the Total Environment”