



UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS – UFAL  
UNIDADE ACADÊMICA CENTRO DE TECNOLOGIA – CTEC  
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

## **REMOÇÃO DE ALGAS DE EFLUENTES DE ETES**

MONOGRAFIA DE CONCLUSÃO DE CURSO

Flaviana Freitas Feitosa Ferro

Maceió

2019



UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS – UFAL  
UNIDADE ACADÊMICA CENTRO DE TECNOLOGIA – CTEC  
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

## **REMOÇÃO DE ALGAS DE EFLUENTES DE ETES**

Monografia de conclusão de curso apresentado ao Colegiado do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Alagoas como parte integrante dos requisitos para obtenção do título de Engenheira Ambiental e Sanitarista.

---

Autora: Flaviana Freitas Feitosa Ferro

---

Orientador: Prof.º Dr. Márcio Gomes Barboza

---

Coorientadora: Prof.ª Dr.ª Ivete Vasconcelos Lopes Ferreira

Maceió

2019

## Folha de Aprovação

AUTORA: FLAVIANA FREITAS FEITOSA FERRO

REMOÇÃO DE ALGAS DE EFLUENTES DE ETES

Monografia de conclusão de curso apresentado ao Colegiado do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Alagoas como parte integrante dos requisitos para obtenção do título de Engenheira Ambiental e Sanitarista.

---

Orientador: Prof.º Dr.º Márcio Gomes Barboza

---

Coorientadora: Prof.ª Dr.ª Ivete Vasconcelos Lopes Ferreira

**Banca Examinadora:**

---

Prof.ª Dr.ª Nélia Henriques Callado

---

Prof.º Dr.º Carlos Eduardo de Farias Silva

Dedico esse trabalho à Mariazinha, minha amada Vó.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida e pelos dons a mim concebidos para que fosse possível a conclusão de mais um ciclo importante da minha vida.

Agradeço aos meus pais, Luciano e Flávia, por tudo que me ofereceram e abdicaram para que eu tivesse as melhores e mais completas experiências, sempre da forma mais confortável e segura para mim.

Agradeço aos meus avós, por todo amor e compreensão desde meu nascimento, em especial aos meus avós maternos, Mariazinha e José.

Ao meu irmão Lucas por ser sempre fonte de apoio e paz.

Aos meus Tios Marcos e Mário, por terem feito muito mais do que o designado por Deus e muitas vezes terem cumprido papéis e responsabilidades superiores as que lhes correspondiam, meu muito obrigada!

Agradeço também à Universidade Federal de Alagoas por todas as oportunidades, vivências e conquistas. A todos os Professores que fizeram parte da minha jornada, desde a sala de aula até a iniciação científica, em especial ao Professor Tonholo. Aos Professores do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária por todo empenho e dedicação visivelmente transferido para a maior parte do corpo discente. Aos Professores Márcio, Ivete, Nélia, Cenira, Carmem Lúcia, ao Sr. Aldir, à Técnica Nadjane e aos Laboratórios de Eletroquímica Aplicada (LEAP) e Saneamento Ambiental (LSA), por todo apoio e suporte na execução desse TCC.

Por fim, agradeço a todas as pessoas que tornaram a graduação um percurso mais leve e divertido: Nikson, Andreza, Ceres, Andrew, Luana, Jéssica, Luan, João Luís, Leandro, Mirela, Loran, Sarah, Heverton, Brenda, Lorena, Philipe, Rodrigo, Nathália, Jaceguai, Thayse, Sarinha, Rhael, a todos os funcionários, amigos de turma e amigos de vida que conheci desde o meu primeiro período no CTEC, obrigada por compartilharem esse momento comigo, sem vocês não teria graça.

Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar.  
Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota.

Madre Teresa de Calcutá

## RESUMO

O sistema de lagoas de estabilização tem sido apontado como promissor frente à remediação de águas residuárias devido ao seu alto poder de degradação de matéria orgânica e decaimento de microrganismos patogênicos, custo relativamente baixo e fácil operação. Para esse método de tratamento, a relação mutualística entre algas e bactérias é essencial para seu bom desempenho. Quanto mais algas, mais oxigênio, o que garante maior degradação da matéria orgânica, através das bactérias aeróbias. Entretanto, ao se lançar o efluente final tratado com elevado número de algas pode ocorrer a eutrofização dos corpos d'água e comprometer a vida aquática do manancial, além de tornar a água imprópria para consumo. Sendo assim, o presente trabalho visa à remoção de algas do efluente tratado por sistemas de lagoas de estabilização, através da coagulação química. Para tal, foram utilizados sulfato de alumínio e cloreto férrico como coagulantes, em ensaios realizados com auxílio de um equipamento *jar test*. Com esses ensaios pretendeu-se avaliar a concentração de coagulante necessária, bem como o pH ideal para a efetiva remediação de efluentes domésticos. Os parâmetros avaliados por meio da determinação da clorofila *a* resultou em uma eficiência de 99,42% na remoção de algas utilizando sulfato de alumínio, para pH 6 e dosagem de 100mg/L. Com os experimentos realizados utilizando cloreto férrico como coagulante obteve-se um resultado de 99,10% na remoção da clorofila *a*, tal eficiência foi obtida quando o experimento foi realizado também na mesma dosagem, para pH 6.

**Palavras-chave:** Coagulação de efluentes, Remoção de Algas, Lagoas de Estabilização, Eutrofização.

## ABSTRACT

The system of stabilization has been touted as a promising front wastewater remediation due to your high-power degradation of organic matter and pathogenic micro-organisms decay, low cost and easy operation. For this method of treatment, the mutualistic relationship between algae and bacteria is essential for your good performance. The more algae, more oxygen, which ensures greater degradation of organic matter, through the aerobic bacteria. However, when you launch the final effluent treated with high number of algae can occur the eutrophication of water bodies that can compromise the aquatic life of the spring, in addition to making the water unfit for consumption. Thus, the present work aims at the removal of algae from the treated effluent by stabilization ponds systems by chemical coagulation. To this end, we used aluminum sulfate and ferric chloride as coagulants in trials conducted with the aid of a *jar test* equipment. With those tests intended to assess the concentration of coagulant required, as well as the ideal pH for effective remediation of domestic effluents. The parameters evaluated by determination of chlorophyll a resulted 99,42% in an efficiency in the removal of algae using aluminum sulfate, for pH 6 and dosage of 100 mg/L. With the experiments performed using ferric chloride as coagulant, a result of 99,10% in the removal of chlorophyll a, this efficiency was obtained when the experiment was also performed at the maximum dosage, for pH 6.

**Key words:** Effluent Coagulation, Algae Removal, Stabilization ponds, Eutrophication.

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Lagoas de Estabilização da cidade de Lins, São Paulo.....	15
Figura 2: Possíveis configurações de Sistemas de Lagoas de Estabilização.....	17
Figura 3: Esquema simplificado de uma lagoa facultativa.....	18
Figura 4: Lagoa Facultativa da Companhia de Saneamento de Alagoas .....	26
Figura 5: Amostras da Lagoa de Estabilização da CASAL, localizada em Messias -AL.....	26
Figura 6: Balde utilizado na homogeneização das amostras .....	27
Figura 7: Aparelho Jar test utilizado no experimento.....	28
Figura 8: pHmetro Instrutherm PH-1900 utilizado durante os experimentos .....	31
Figura 9: Bancada preparada para início da filtração com os envelopes de papel pardo .....	33
Figura 10: Suporte com tubos de plástico e revestimento de papel alumínio .....	34
Figura 11: Superfície de resposta da eficiência na remoção de clorofila utilizando Sulfato de Alumínio.....	39
Figura 12: Adaptação plana da Superfície de resposta da eficiência na remoção de clorofila a utilizando Sulfato de Alumínio.....	40
Figura 13: Superfície de resposta da eficiência na remoção de clorofila utilizando Cloreto Férrico.....	41
Figura 14: Adaptação plana da Superfície de respotada eficiência na remoção de clorofila a utilizando Cloreto Férrico.....	42

## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Vantagens e desvantagens do emprego de sistemas de lagoas de estabilização. ....	16
Tabela 2: Parâmetros adotados no experimento <i>Jar Test</i> .....	28
Tabela 3: Matriz Experimental Utilizando Sulfato de Alumínio .....	29
Tabela 4: Matriz Experimental Utilizando Cloreto Férrico.....	29
Tabela 5: Medições de pH antes e depois de adicionar coagulante.....	31
Tabela 6: Medições realizadas em campo .....	36
Tabela 7: Medições realizadas em laboratório .....	36
Tabela 8: Características do Efluente .....	36
Tabela 9: Resultados de Clorofila a e Eficiência dos testes realizados com Sulfato de Alumínio e suas duplicatas .....	37
Tabela 10: Resultados de Clorofila a e Eficiência dos testes realizados com Cloreto Férrico e suas duplicatas .....	38

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	13
<b>2. OBJETIVOS</b>	14
2.1. Objetivo Geral	14
2.2. Objetivos Específicos	14
<b>3. DELIMITAÇÃO DO TRABALHO</b>	14
<b>4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b>	14
4.1 Lagoas de Estabilização	14
4.1.1 Lagoas Facultativas	17
4.3 Coagulação	20
4.3.1 Cloreto Férrico	22
4.3.2 Sulfato de Alumínio	23
4.4 Floculação e Sedimentação	23
4.5 <i>Jar Test</i>	24
4.6 Clorofila <i>a</i>	25
<b>5. METODOLOGIA</b>	25
5.1 Obtenção das microalgas	25
5.2 Determinações dos Parâmetros <i>Jar Test</i>	27
5.3 Planejamento experimental	29
5.4 Preparo das Soluções	30
5.5 Variação do pH	30
5.5 Método Analítico	33
5.5.1 Determinação de Clorofila <i>a</i>	33
<b>6. RESULTADOS</b>	36
6.1 Características do Efluente	36
6.2 Leitura espectrofotométrica	36
6.3 Superfícies de Resposta	39
<b>7. CONCLUSÃO</b>	43
<b>8. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS</b>	43

<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>44</b>
-------------------------	-----------

## 1. INTRODUÇÃO

O sistema de lagoas de estabilização é um dos métodos de tratamento de efluentes que possuem relativa simplicidade em sua aplicação e manutenção, não sendo necessário alto investimento financeiro ou elevado conhecimento técnico para manutenção. Em regiões de clima quente, com disponibilidade de áreas territoriais suficientes, esse tipo de tratamento pode ser facilmente utilizado para a remediação de esgotos domésticos, possuindo alta eficiência e preservando a qualidade dos recursos hídricos disponíveis.

Entre os elementos presentes nas lagoas de estabilização, as algas, possuem alta importância como seres fotossintéticos, pois elas podem fornecer o oxigênio para as bactérias responsáveis pela degradação da matéria orgânica, as bactérias heterotróficas, estabelecendo uma relação de simbiose natural e necessária para a depuração das águas residuárias. Entretanto, no momento em que o efluente é lançado no corpo receptor, as algas tornam-se um inconveniente, podendo demandar oxigênio nos corpos receptores e causar a eutrofização dos corpos aquáticos, em virtude do aporte de macronutrientes presentes na sua biomassa. Nesse aspecto, se faz necessário efetuar a remoção das algas no momento que antecede o lançamento final do efluente, caso contrário a proliferação acelerada de algas pode impedir a penetração de luz nos corpos de águas ocasionando um desequilíbrio de toda a biota aquática, podendo comprometer a qualidade da água.

Dentro desse aspecto o uso de coagulantes para remoção de algas dos efluentes de lagoas de estabilização é considerado uma solução rápida e eficiente em termos de tratamento de águas residuárias. Um dos coagulantes que se destacam nesse sentido é o sulfato de alumínio, por possuir baixo custo, ser de fácil manuseio e apresentar-se em grande quantidade na natureza (RICHTER, 2009). Outro coagulante bastante utilizado é o cloreto férrico, por ser de alta eficiência e possuir habilidade de reagir em um amplo intervalo de pH.

A dosagem eficaz do coagulante pode ser determinada principalmente ensaios em *Jar Test*. Esse método consiste na aposição de jarros idênticos dispostos sob um agitador padronizado submerso para cada jarro. Cada recipiente contém a mesma quantidade de água a ser tratada, mas dosagens diferentes de coagulante (XIAO *et al.*, 2008 *apud* TASSINARI *et al.*, 2015).

Dessa forma, considerando a simplicidade e a eficiência dos mecanismos de coagulação para as estações de tratamento de efluentes, o presente trabalho busca comparar a eficiência de

coagulantes como o sulfato de alumínio e o cloreto férrico na remoção de algas presentes em efluentes de lagoas de estabilização.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo Geral**

Nesse trabalho pretende-se realizar a remoção de algas de efluentes tratados de lagoas de estabilização, através do mecanismo de mistura rápida, coagulação, floculação e sedimentação, utilizando dois tipos diferentes de coagulantes químicos.

### **2.2. Objetivos Específicos**

- I. Comparar as eficiências de remoção de algas com o uso dos coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico;
- II. Determinar os parâmetros de projeto: pH e dosagem dos coagulantes.

## **3. DELIMITAÇÃO DO TRABALHO**

Embora a biomassa das microalgas seja uma fonte de energia renovável utilizada na produção de biodiesel, por exemplo, a utilização dessa biomassa não será abordada no presente trabalho. No que se refere às características e condições dos seres fotossintéticos presentes nas lagoas de estabilização, tem-se o estudo intitulado “Caracterização da comunidade fito planctônica e fatores ambientais correlacionados em lagoa de estabilização” (GONÇALVES, 2007). O presente trabalho ateu-se à remoção das microalgas, limitando-se ao polimento de efluentes provenientes de lagoas de facultativas.

## **4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### **4.1 Lagoas de Estabilização**

A facilidade em encontrar artigos acadêmicos que trabalham o tratamento de águas residuárias aponta a importância que esse assunto possui diante da sociedade. Pesquisadores vêm se mobilizando ao longo dos anos, na busca pela proteção dos recursos hídricos de forma

a garantir a qualidade destes para as gerações futuras. Sistemas de tratamentos de águas residuárias que executem de forma prática, eficiente e economicamente viável são constantemente explorados. Nessa perspectiva, as Lagoas de Estabilização surgem como uma das principais alternativas (Figura 1).

Figura 1: Lagoas de Estabilização da cidade de Lins, São Paulo



*Fonte: SABESP, 2013*

Lagoas de estabilização são reatores biológicos que recebem águas residuárias brutas, as quais são submetidas ao processo de depuração, remoção de poluente e adequação dos parâmetros de águas residuárias seguindo o Art. 16 da Resolução CONAMA Nº 430/2011, tornando-as próprias para o lançamento e disposição final. Tal processo se constitui na forma mais simples e econômica do tratamento de esgotos domésticos, sendo empregado, há mais de 3.000 anos e inserido, no cenário de diversas cidades brasileiras e países em desenvolvimento (ARTHUR, 1986).

De uma forma geral, o sistema de lagoas de estabilização pode alcançar níveis de purificação avançados por meio de operações simples, dependendo basicamente de clima favorável e área territorial disponível. A degradação biológica ocorre de maneira a estabilizar a carga orgânica e reduzir o número de organismos patogênicos nelas existentes, mantendo o equilíbrio no ecossistema em que o efluente será destinado (ALMEIDA, 2017). A remoção de organismos patogênicos nesses sistemas é consideravelmente maior do que os demais processos

de tratamento de águas residuárias, além de suportar grandes vazões e não acarretar efeitos colaterais no ambiente em que a lagoa está inserida (ARTHUR, 1986).

Jordão e Pessôa (2005) destacam que a eficiência e simplicidade do processo de oxidação carbonácea aliadas ao baixo custo de construção, operação e características climáticas favoráveis levaram o processo a sua aceitação no Brasil. Na etapa construtiva, as despesas para a execução desse tipo de ETE (Estação de Tratamento de Efluentes)são, geralmente, voltadas às atividades de escavação, construção de taludes, passagens de tubulações, compactação, revolvimento e impermeabilização do solo. Quanto à etapa de operação, por vezes, faz-se necessário uma pequena parcela de energia elétrica para a alimentação de bombas de recalque, geralmente entre o esgoto bruto e a lagoa primária, além de uma quantidade mínima de operadores. Na Tabela 1 estão listados alguns prós e contras do emprego de sistema de lagoas de estabilização.

*Tabela 1: Vantagens e desvantagens do emprego de sistemas de lagoas de estabilização.*

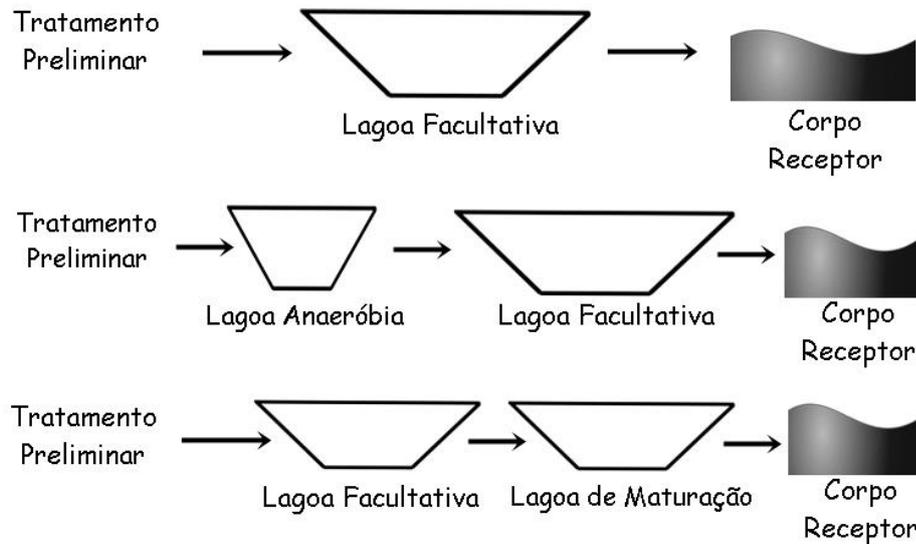
<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
<b>Efetividade do tratamento, alta remoção de DBO e organismos patogênicos(bactérias, vírus, protozoários e helmintos);</b>	Remoção razoável de SST (sólidos suspensos totais);
<b>Possibilidade de reúso do efluente;</b>	Apesar de poderem alcançar elevada remoção de nitrogênio amoniacal, a fração orgânica de nitrogênio remanescente é elevada.
<b>Flexibilidade: podem suportar choques de cargas hidráulicas e orgânicas, além de capacidade de absorver altas concentrações de metais pesados;</b>	Usualmente o efluente não atende às exigências das normas ambientais;
<b>Simplicidade: são simples de construir, operar e manter;</b>	Remoção de fósforo relativamente baixa;
<b>Custo: as lagoas de estabilização são consideradas o método mais barato de tratamento de esgotos.</b>	Exigem grandes áreas de terreno.

*Fonte: Mara e Pearson (1986); Oswald (1995) apud da Silva (2010).*

O sistema de lagoas de estabilização pode ser projetado de diversas maneiras, levando-se em conta a demanda solicitada, como mostrado na Figura 2. Esses sistemas são antecidos por tratamento preliminar: gradeamento, desarenador e medidor de vazão. E suas configurações de projeto podem variar de acordo com as necessidades de tratamento requeridas e da área disponível. Existem três tipos principais de lagoas de estabilização que se combinam para

atender às necessidades da estação de tratamento (Figura 2), são elas: lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de maturação.

Figura 2: Possíveis configurações de Sistemas de Lagoas de Estabilização



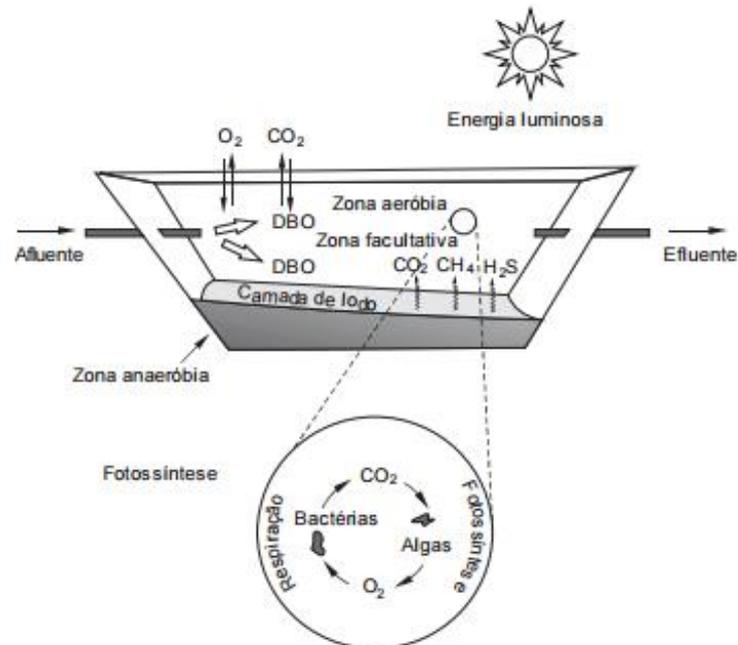
Fonte: Autora, 2019.

#### 4.1.1 Lagoas Facultativas

As lagoas facultativas (Figura 3) são lagoas de estabilização, que recebem esse nome devido à combinação de condições aeróbia e anaeróbia. Essa lagoa é a mais usual e pode ser aplicada sozinha ou precedida de uma lagoa anaeróbia. O seu funcionamento baseia-se na relação de simbiose entre algas e micro-organismos, onde as algas fornecem oxigênio para as bactérias consumirem os resíduos orgânicos.

Grandes vantagens das lagoas facultativas ocorrem devido ao tratamento ser realizado por meio biológico e seu regime hidráulico acontecer de forma bem simples, onde o efluente a ser estabilizado entra em uma extremidade e sai em outra extremidade, permitindo que ele percorra toda a extensão longitudinal oxidando a matéria orgânica presente (RIOS, 2007).

Figura 3: Esquema simplificado de uma lagoa facultativa



Fonte: Von Sperling, 2006.

Em lagoas facultativas o efluente final apresenta elevadas concentrações de algas ( $10^4$  a  $10^6$  algas/L), constituindo uma fonte de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo (VON SPERLIN, 2006). Sua diversidade e biomassa são muito influenciadas pela carga orgânica da lagoa e varia com as estações do ano, clima, latitude e qualidade do esgoto (KÖNIG, 1998).

#### 4.2 Algas em lagoas facultativas

As algas são as principais fontes de produção primária em lagoas facultativas, e, portanto, as lagoas devem possuir meios adequados para a sua síntese e desenvolvimento. A diversidade das algas em lagoas de estabilização é influenciada pela matéria orgânica, temperatura, intensidade luminosa, vazão e tamanho da lagoa, sendo que os gêneros mais frequentes variam com as condições climáticas locais e a qualidade do esgoto (PALMER, 1969).

De acordo com Mara (2003), as lagoas facultativas são dimensionadas objetivando a remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e sólidos totais em concentrações adequadas, de modo a permitir um eficiente desenvolvimento de biomassa algal no meio. Nessas lagoas, a biomassa algal supera a bacteriana, apresentando uma concentração entre 500 a  $2000\mu\text{g/L}$  de clorofila *a*, sendo *Chlamydomonas*, *Pyrobotrys*, *Euglena* e *Chorella* os principais gêneros de algas encontrados, com as três primeiras possuindo capacidade de locomoção.

Para Reynolds (1987), além da temperatura e intensidade luminosa, a composição de espécies fitoplanctônicas é também influenciada como microrganismos, parasitas, herbívoros e substâncias tóxicas.

Königet *et al.* (1996) ao estudarem a população de microalgas de uma lagoa facultativa secundária concluíram que em regiões onde ocorre a predominância de estações climáticas bem definidas (estação seca e estação chuvosa), a diversidade e quantidade de indivíduos sofre influência destes períodos.

Cruz *et al.* (2005) realizaram um estudo da diversidade das algas em três reatores idênticos, simulando lagoas facultativas em regime de batelada, em Vitória (ES). Foram operados com cargas orgânicas alta, média e baixa, de 400, 100 e 50 mg DQO /L, respectivamente. Dentre as lagoas, a mais eficiente foi a de carga orgânica média, pois apresentou uma densidade numérica fitoplanctônica satisfatória, e não apresentou indivíduos da classe *Cyanophyceae*, potencialmente tóxicos. Os gêneros mais frequentes na lagoa de alta carga foram *Oscillatoria sp.*, *Euglena sp.* e *Chlamydomonas sp.*, que se caracterizam exatamente por tolerar elevadas concentrações de matéria orgânica.

De acordo com Martins (2012), as algas em lagoas de estabilização contribuem para o aumento da concentração de sólidos suspensos e DBO, tornando-se necessário a utilização de um processo para polimento do efluente. Dessa forma, métodos complementares às lagoas facultativas que garantam a remoção das algas devem ser aplicados tendo por objetivo principal, prevenir a eutrofização dos corpos de águas por meio de águas residuárias tratadas com elevada taxa de carga orgânica.

Tais métodos devem ser simples e eficientes de forma a garantir a viabilidade do uso de lagoas facultativas. Nesse aspecto, a utilização de coagulantes para polimento de efluentes de lagoas de estabilização apresenta-se como uma opção, pois de acordo com Rocha *et al.* (2002), a coagulação e floculação química seguidas de sedimentação são métodos confiáveis e econômicos que realizam a remoção de algas de efluentes, podendo produzir resultados de excelente qualidade pois com a ajuda dos reagentes necessários e nas condições ideais é possível separar as microalgas do efluente tratado.

### 4.3 Coagulação

As partículas coloidais em meio aquoso possuem cargas superficiais predominantemente eletronegativas, atraindo cargas positivas presentes na fase líquida, formando assim a dupla camada elétrica, de acordo com a tradicional teoria de Stern, amplamente divulgada na literatura. As forças de difusão e de atração eletrostática dispersam as cargas ao redor de cada partícula formando a camada difusa (LÉO, 2008).

Algumas propriedades da água são imprescindíveis para que ocorra a coagulação química. Os coagulantes, comumente, têm atuação com ácidos em solução, diminuindo a alcalinidade e dessa forma alterando o pH, sendo necessária frequentemente a adição de alcalinizante para o equilíbrio do pH (OLIVEIRA, 2014).

Células de microalgas são negativamente carregadas como resultado da adsorção de íons provenientes de matéria orgânica e dissociação ou ionização de grupos funcionais superficiais (UDUMAN *et al.*, 2010). Ao interromper a estabilidade dos sistemas, uma remoção de microalgas bem-sucedidas pode ser obtida. A adição de coagulantes à base de ferro ou à base de alumínio irá neutralizar ou reduzir a carga de superfície (GRIMA, 2003).

O processo de coagulação é influenciado principalmente pela dosagem de coagulante, pH do meio, concentração das partículas coloidais, quantificada através da cor e turbidez, presença de cátions e ânions na solução, gradiente de velocidade utilizado na agitação do processo, potencial zeta, temperatura e tempo de contato do produto químico (AMIRTHARAJAH E O'MELIA 1990, *apud* LÉO, 2008).

Segundo Campos (1972), são conhecidos quatro mecanismos de coagulação:

- Compressão de dupla camada: supondo que as partículas presentes em um determinado meio aquoso possuem carga negativa, quando eletrólitos são adicionados a este meio ocorre um aumento da densidade das carga ao redor da partícula diminuindo assim a dupla camada. Este mecanismo não representa realmente a desestabilização de partículas coloidais, pois só considera a interação entre o coagulante e a partícula coloidal, desprezando os efeitos entre o coagulante e o solvente, bem como da partícula coloidal e o solvente.
- Adsorção-neutralização: consiste na formação de espécies hidrolisadas solúveis e insolúveis com cargas opostas capazes de neutralizar e adsorver na superfície das partículas coloidais permitindo a coagulação.

- Varredura: com adição de uma quantidade de coagulante suficiente para tornar o meio líquido supersaturado, ocorre formação de hidróxidos metálicos que durante a precipitação formam flocos que capturam as partículas coloidais.
- Pontes interparticulares: geralmente este mecanismo ocorre quando se adiciona compostos orgânicos sintéticos ou naturais, que possuem sítios ionizáveis ao longo da cadeia, que estabilizam as partículas coloidais.

De acordo com Pavanelli (2001), o mecanismo de varredura vem sendo bastante empregado em estações de tratamento de água do tipo completa, sendo essa com floculação/sedimentação antecedendo à filtração. Os flocos formados são maiores do que aqueles formados pela adsorção e neutralização de cargas, conseqüentemente, suas velocidades de sedimentação são maiores.

Segundo Léo (2008), o mecanismo de Varredura é o mecanismo de coagulação predominante em sistemas de tratamento de efluentes.

Na coagulação de efluentes domésticos com sais de ferro ou de alumínio, a mistura rápida deve ter um tempo de detenção de 1 a 2 minutos. Embora o esgoto bruto tenha maior facilidade para formar flocos do que as águas naturais para abastecimento, são necessárias altas dosagens de coagulante e um tempo de mistura rápida maior, devido à alta concentração de sólidos em suspensão. O gradiente de velocidade usual situa-se em torno de  $300s^{-1}$ , pois os flocos formados são poucos resistentes ao cisalhamento. Gradientes de mistura elevados demais podem causar ruptura dos flocos em partículas menores, exigindo assim maior dosagem de coagulante e maior tempo de detenção na etapa de floculação (REYNALDS; RICHARDS, 1996).

De acordo com American Water Works Association (2001 *apud* OLIVEIRA 2014), em tratamentos convencionais, para a faixa de pH de 6 a 9 com coagulação por varredura, a faixa de dosagem do coagulante é de 5 a 100 mg/L para sulfato de alumínio, de 0 a 40 mg/L com cloreto férrico. Libânio (2010) cita como faixa de dosagem para sulfato de alumínio valor entre 10 a 60 mg/L, para cloreto férrico e sulfato férrico de 5 a 40 mg/L e sulfato ferroso de 5 a 25 mg/L. Di Bernardo (2011) cita a faixa de dosagem de sulfato de alumínio entre 10 a 100 mg/L sendo que abaixo de 30 mg/L a coagulação seria por neutralização de cargas e acima desse valor por varredura.

Shindala e Stewart (1971, *apud* Léo, 2008) testaram três diferentes coagulantes no tratamento físico-químico de lagoas de estabilização, sulfato de alumínio, cloreto férrico e sulfato ferroso. As dosagens ótimas foram de 85 mg/L para os dois primeiros e de 125 mg/L para o sulfato ferroso.

A otimização dos mecanismos de coagulação pode ser realizada, com auxílio de ensaios em equipamento *Jar Test*, além de resultar em maior eficiência global da ETE, pode levar a minimização da dosagem de coagulante aplicada à água bruta. Esse fato, segundo Nam *et al.* (2013) é valioso, pois resíduos químicos de coagulantes a base de alumínio podem ter efeitos maléficos sobre a saúde humana, principalmente ao sistema nervoso, como o surgimento da Doença de Alzheimer.

#### 4.3.1 Cloreto Férrico

O cloreto de ferro é aplicado no tratamento de esgoto industrial e doméstico (SPIRO; STIGLIANI, 2009). Os sais de ferro, principalmente o cloreto férrico ( $FeCl_3$ ), são bastante eficientes na remoção de sólidos suspensos e fósforo do efluente. Na coagulação por meio do  $FeCl_3$ , a formação de flocos é mais rápida, devido ao alto peso molecular, comparado ao do alumínio; por conseguinte, os flocos são mais densos, e o tempo de sedimentação é reduzido significativamente (PAVANELLI, 2001). O cloreto férrico produz bons flocos em amplo intervalo de pH (MANCUSO; SANTOS, 2003).

Segundo Libânio (2010), águas turvas e de baixa alcalinidade vão coagular melhor com cloreto férrico, pois o precipitado pode-se formar mesmo com baixo pH. Segundo Pavanelli (2001), a utilização do coagulante químico cloreto férrico para água que possui elevada turbidez e baixa cor verdadeira encontram-se para valores de pH otimizados entre 5,90 e 6,71, e para dosagens do coagulante cloreto férrico de 23 mg/L a 78 mg/L.

Ramirez e Sierra (2017) determinaram a dose ideal de coagulante para o polimento de efluentes de lagoas de estabilização do Sistema de Tratamento de Águas Residuais El Salguero, Colômbia. O ensaio realizado em *Jar Test* mostrou que o coagulante que apresentou os melhores resultados em relação aos parâmetros estudados (DQO, SST e algas) foi o cloreto férrico, quando pode-se concluir que o uso de coagulantes químicos é uma boa opção para remover altas concentrações de algas.

### 4.3.2 Sulfato de Alumínio

Dentre os sais de alumínio utilizados para o tratamento de efluentes, o mais citado na literatura é o sulfato de alumínio ( $Al_2(SO_4)_2$ ). Esse coagulante é bastante utilizado por possuir baixo custo, fácil transporte e manejo, além de possuir grande disponibilidade. Ele reage com a alcalinidade como o fósforo além de reagir com outros compostos como sulfetos.

O sulfato de alumínio em solução aquosa é um ácido corrosivo, e, provavelmente, a substância química mais amplamente utilizada para coagulação no tratamento de água para abastecimento público, pois se trata de um excelente formador de flocos, além de sua relativa economia e facilidade de manuseio (RICHTER, 2009).

Esse coagulante inorgânico possui longa aplicação em tratamento de efluentes com coagulantes, proporcionando um efluente tratado praticamente livre de sólidos em suspensão ou em estado coloidal. Quando em varredura o floco formado, gelatinoso e insolúvel, arrasta lentamente material em suspensão e coloidal em seu processo de sedimentação ou flotação (CAVALCANTI, 2009).

Segundo Richter (2009), o sulfato de alumínio é de fácil manuseio e transporte, além de ter baixo custo e produção, podendo ser armazenado em tanques de plástico, madeira, borracha ou aço inoxidável. Sua característica física de fornecimento comercial pode ser em formato sólido (granular) ou na forma líquida. É importante ressaltar que a quantidade de Sulfato de Alumínio necessário para provocar uma coagulação é facilmente definida através de *Jar Test*. Atualmente utiliza-se mais quantidades práticas, pois parte dos íons de alumínio parecem se combinar diretamente com as impurezas (LIBÂNIO, 2010).

### 4.4 Floculação e Sedimentação

A floculação é o segundo estágio do processo físico-químico, onde as partículas coloidais desestabilizadas são colocadas em contato para que ocorra a formação de flocos. Esta unidade deve ser de mistura lenta, a fim de favorecer a agregação das partículas e evitar a ruptura dos flocos formados. A floculação é frequentemente usada para aumentar a eficiência de sedimentação por gravidade. O sucesso da remoção de sólidos por este método depende muito da densidade das partículas de microalgas (MONTEIRO *et al.*, 2013).

A floculação de efluentes domésticos é mais simples do que a floculação no tratamento de águas para abastecimento, pois a concentração de sólidos é maior, o que facilita o contato entre as partículas e favorece a formação dos flocos. Segundo Reynolds e Richards (1996 *apud* LÉO, 2008), para a floculação mecanizada, o tempo de detenção usual está em torno de 15 minutos e o gradiente de velocidade entre 20 e 75  $s^{-1}$ .

A sedimentação é comumente aplicada para a separação de microalgas no tratamento de água e de efluentes. De acordo com Brennan e Owende (2010), a densidade e o raio das células das algas e a velocidade de sedimentação induzida por tais influenciam na característica de deposição de sólidos em suspensão. A remoção das microalgas por sedimentação pode ser conseguida através de separadores de lamela e tanques de sedimentação (UDAMAN *et al.*, 2010).

No que se refere à sedimentação por gravidade, a Lei de Stokes define que a forma na qual os sólidos em suspensão irão se depositar será determinada pela densidade e raio das células e, por consequência, sua velocidade de sedimentação também. A sedimentação por gravidade é a técnica mais comum de remoção para biomassa de algas no tratamento de água devido aos grandes volumes tratados e do baixo valor da biomassa gerada (NURDOGAN; OSWALD, 1996). O período de observação de sedimentação dos flocos deve ser, no máximo, 15 minutos (CLASS; MAIA, 2003).

#### 4.5 *Jar Test*

As condições ótimas para a coagulação podem ser determinadas por meio de ensaios em um *Jar Test*. Estes experimentos podem fornecer as condições apropriadas de mistura e as taxas de sedimentação, bem como indicar qual coagulante é mais eficiente, sua melhor concentração e a faixa de pH ideal (GARRIDO, 2011).

Tal método é bastante empregado nas estações de tratamento, para a determinação das dosagens dos coagulantes a serem utilizadas, além dos parâmetros básicos de reação como: pH, gradiente de velocidade, e tempo de mistura. Por esse ensaio determina-se a condição ótima para coagulação de uma água, caracterizada pelo tempo e agitação necessária, para tanto uma vez determinada a dosagem ótima dos coagulantes, deve-se verificar qual tempo, e qual o gradiente de velocidade para se flocular a água em estudo. Além disso, deve-se verificar se a

coagulação obtida fornece uma água que, após a sedimentação, apresentará uma grande redução de turbidez (GARRIDO, 2011).

O equipamento de *Jar Test* é constituído normalmente de 3 a 6 cubas, jarros de plástico, de igual volume, de seção quadrada, dispostas em paralelo, dotadas em cada uma delas de agitadores de velocidades variáveis controladas por tração magnética (50 a 100 rpm) (CAVALCANTI, 2009).

#### 4.6 Clorofila *a*

As clorofilas são os pigmentos naturais mais abundantes presentes nas plantas e ocorrem nos cloroplastos das folhas e em outros tecidos vegetais (STREIT, 2005), e pode ser utilizada como indicadora da biomassa fito planctônica, ou seja, um indicador do crescimento de algas e cianobactérias.

Por sua vez, a clorofila *a* é um pigmento encontrado nos organismos autótrofos sendo frequentemente utilizada como indicadora da biomassa algal em ambientes aquáticos (CETESB, 2014). A determinação da concentração de clorofila é uma ferramenta útil em estudos de produtividade primária, na interpretação de resultados de análises físicas e químicas, como indicadora do estado fisiológico das algas e na avaliação do grau de eutrofização de um ambiente aquático, uma vez que a clorofila *a* está presente em todos os organismos que realizam fotossíntese oxigênica (STREIT, 2005).

Assim, a clorofila *a* pode ser considerada uma importante variável indicadora do estado trófico de ambientes aquáticos e sistemas de tratamento como as lagoas de estabilização.

## 5. METODOLOGIA

A fim de obter os objetivos mencionados, foram realizadas as seguintes etapas.

### 5.1 Obtenção das microalgas

Amostras foram coletadas de efluente na lagoa facultativa da Companhia de Saneamento de Água de Alagoas – CASAL (Figura 4), localizada em Messias – AL, possuindo as seguintes coordenadas: 9°22'30.0"S 35°49'55.4"W. A lagoa facultativa em estudo possui

altura útil de 2,00 m, comprimento de fundo 146,00m, largura de fundo de 46,00m e inclinação de  $\frac{1}{2}$  dos taludes. O tempo de retenção dessa lagoa, em dias, é de cerca de 9,45 dias.

Figura 4: Lagoa Facultativa da Companhia de Saneamento de Alagoas



*Fonte: Autora, 2019.*

Coletou-se aproximadamente 40L de amostra da lagoa de estabilização e reservou-as em garrafas PET como mostra a Figura 5. A coleta se deu de forma satisfatória e não comprometeu a natureza das amostras.

Figura 5: Amostras da Lagoa de Estabilização da CASAL, localizada em Messias -AL



*Fonte: Autora, 2019.*

Essas amostras foram utilizadas em todos os experimentos, desde os testes preliminares.

As amostras foram armazenadas em um incubadora tipo BOD com fotoperíodo, da marca Labor, durante 7 dias antes do início dos experimentos. No momento que se iniciou os experimentos os valores de temperatura e pH foram verificados, como pode ser visto na Tabela 6.

Para diminuir as chances de incongruência entre os parâmetros de cada recipiente de coleta, as amostras foram homogeneizadas antes dos experimentos, com auxílio de balde de uso exclusivo (Figura 6) e bastão de vidro.

Figura 6: Balde utilizado na homogeneização das amostras

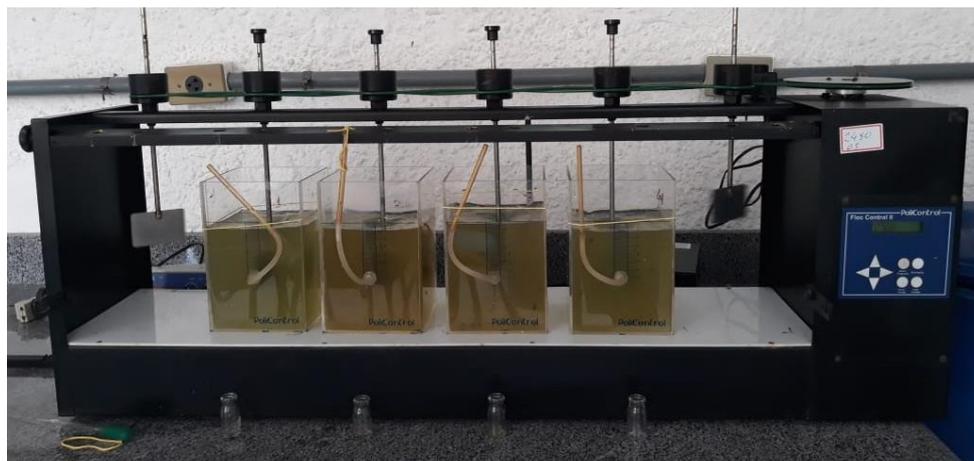


Fonte: Autora, 2019.

## 5.2 Determinações dos Parâmetros *Jar Test*

O ensaio de coagulação, floculação e decantação foi realizado em um aparelho *Jar Test* FlocControl II da marca PoliControl, como mostra a Figura 7.

Figura 7: Aparelho *Jar test* utilizado no experimento



Fonte: Autora, 2019

O *Jar Test* foi realizado em duas etapas. Primeiramente, as soluções e o efluente foram rapidamente misturados sob gradiente de velocidade de  $200s^{-1}$  durante 1 min para completa homogeneização da solução composta de coagulante, solução reguladora de pH e efluente bruto. Em segundo lugar, amostras do mesmo efluente foram agitadas lentamente sob  $20s^{-1}$  por 30 min para permitir maior aglomeração de algas. Em seguida, sob nenhuma agitação aguardou-se a sedimentação durante 15 min.

Foram definidos os gradientes de velocidade, tempos de mistura rápida e lenta, assim como o tempo de sedimentação, por meio de estudo bibliográfico na área. Os parâmetros estabelecidos estão dispostos na Tabela 2. Uma vez que o gradiente de velocidade projetado da estação coincide com a velocidade angular do FlocControl para ensaio RPM (rotações por minutos), tem-se que o valor estabelecido em RPM é o mesmo valor numérico de Gradiente de Velocidade.

Tabela 2: Parâmetros adotados no experimento *Jar Test*

	<b>Gradiente de Velocidade (<math>s^{-1}</math>)</b>	<b>Tempo de residência (min)</b>
<b>Mistura Rápida</b>	200	1
<b>Mistura Lenta</b>	20	30
<b>Sedimentação</b>	0	15

O tempo de residência foi definido de acordo com a metodologia Determinação de Clorofila a: método espectrofotométrico (CETESB, 2014), e está detalhado no item 5.5.1.

### 5.3 Planejamento experimental

Um planejamento fatorial  $2^2$  foi aplicado para analisar as variáveis envolvidas no processo de extração das algas e também a eficiência de remoção do processo de tratamento por coagulação-floculação-decantação. Duas variáveis foram avaliadas: pH (X1, 6 e 9), concentração do coagulante (X2, 5 e 100 mg/L), para dois tipos do coagulantes ( $FeCl_3$  e  $Al_2(SO_4)_2$ ). A bibliografia considerada nesse trabalho ajudou a determinar o intervalo de variáveis. As Tabelas 3 e 4 apresentam a matriz de projeto experimental para o sulfato de alumínio e cloreto férrico respectivamente onde os níveis (-1) e (+1) representam os limites inferiores e superiores de cada variável, respectivamente.

Tabela 3: Matriz Experimental Utilizando Sulfato de Alumínio

Experimento	Níveis	
	X1	X2 mg/L
1	-1(6)	-1(5)
2	+1(9)	-1(5)
3	-1(6)	+1(100)
4	+1(9)	+1(100)

Tabela 4: Matriz Experimental Utilizando Cloreto Férrico

Experimento	Níveis	
	X1	X2 mg/L
5	-1(6)	-1(5)
6	+1(9)	-1(5)
7	-1(6)	+1(100)
8	+1(9)	+1(100)

O desenho experimental resultou em 8 experimentos distintos além de um teste com o efluente em condições iniciais, sem adição de coagulante ou regulador pH, que serviu de parâmetro para as comparações. O experimento foi realizado em duplicata.

#### 5.4 Preparo das Soluções

As duas concentrações para cada coagulante foram definidas considerando os intervalos de maior eficiência em efluentes domésticos, de acordo com a literatura. Dessa forma alíquotas de sulfato de alumínio e cloreto férrico foram pesadas e misturadas diretamente no efluente bruto já reservado nos jarros contendo 2 L de volume.

Da mesma forma foi definido um intervalo de pH considerado mais eficiente de acordo com a literatura de maneira que duas soluções foram preparadas para adequar o pH igual a 6 e 9. Optou-se por produzir 250 mL de solução ácida e 250 mL de solução básica para combinar a solução de efluente bruto e coagulante. As soluções utilizadas foram: Ácido Clorídrico a 0,5M e Hidróxido de Sódio a 0,5M. Também se utilizou Carbonato de Cálcio ( $CaCO_3$ ) 0,5 M como alcalinizante nos testes em que era necessário elevar o pH.

#### 5.5 Variação do pH

A medição do pH deu-se por meio de um pHmetro digital (Figura 8), e foram realizadas medidas em todos os testes antes do *Jar Test* (Tabela 5), de forma que o pH de coagulação ficasse o mais próximo dos valores pré-estabelecidos.

Figura 8: pHmetro Instrutherm PH-1900 utilizado durante os experimentos



Fonte: Autora, 2019.

O pH inicial do efluente em estudo é em média 8,4, dessa forma, quando o teste requeria o limite mínimo do pH, de acordo com o item 5.3, adicionava-se ácido clorídrico ( $HCl$ ) 0,5 M reduzindo o pH original do efluente para o pH desejado. De forma semelhante, quando o teste requeria o limite máximo do pH, de acordo com o item 5.3, adicionava-se hidróxido de sódio ( $NaOH$ ) 0,5 M e carbonato de cálcio ( $CaCO_3$ ) 0,5 M para elevar o pH.

Tabela 5: Medições de pH antes e depois de adicionar coagulante

Teste	Coagulante	pH planejado	pH inicial	Solução	Dosagem (mL)	pH de coagulação
1	$Al_2(SO_4)_2$	6,0	8,6	HCl	3	6,0

2	$Al_2(SO_4)_2$	9,0	8,7	$CaCO_3$	1	8,9
				NaOH	2	
3	$Al_2(SO_4)_2$	6,0	8,7	HCl	3	6,2
4	$Al_2(SO_4)_2$	9,0	8,7	$CaCO_3$	1	8,9
				NaOH	2	
5	$FeCl_3$	6,0	8,8	HCl	3	6,1
6	$FeCl_3$	9,0	8,6	$CaCO_3$	1	8,9
				NaOH	2	
7	$FeCl_3$	6,0	8,7	HCl	3	6,2
8	$FeCl_3$	9,0	8,7	$CaCO_3$	1	8,9
				NaOH	2	

O pH estabelecido em literatura foi obtido de acordo com o planejamento experimental apresentado no item 5.3, entretanto a natureza ácida dos coagulantes tende a modificar o pH. Para minimizar essa alteração e seguir o método definido inicialmente foi realizado um experimento primário objetivando definir a dosagem ideal e manter as definições dos parâmetros adotados.

O experimento primário que objetivou definir as dosagens das soluções ácida e básica consistiu em reservar 2 l do efluente e adicionar 0,5 ml de solução ácida/básica e alcalinizante por vez para alcançar o pH desejado, após alcançar o pH de interesse, adicionou-se o coagulante e mediu-se o pH de coagulação. Dessa forma calculou-se a dosagem ideal para cada teste. Tal experimento utilizou soluções de Hidróxido de Sódio ( $NaOH$ ) 0,5 M, carbonato de cálcio ( $CaCO_3$ ) 0,5 M e Ácido Clorídrico ( $HCl$ ) 0,5 M.

Dessa forma, quando se tratava dos testes com o coagulante cloreto férrico e pH 6 adicionavam-se 2 ml de hidróxido de sódio e 1ml de carbonato de cálcio, enquanto nos testes com o mesmo coagulante e pH 9 adicionavam-se 3ml de ácido clorídrico. Da mesma forma, nos testes com o outro coagulante em estudo, sulfato de alumínio, quando se tratava dos testes com pH 6 adicionavam-se 2 ml de hidróxido de sódio e 1 mL de carbonato de cálcio, enquanto nos testes com o mesmo coagulante e pH 9 adicionavam-se 3ml de ácido clorídrico.

## 5.5 Método Analítico

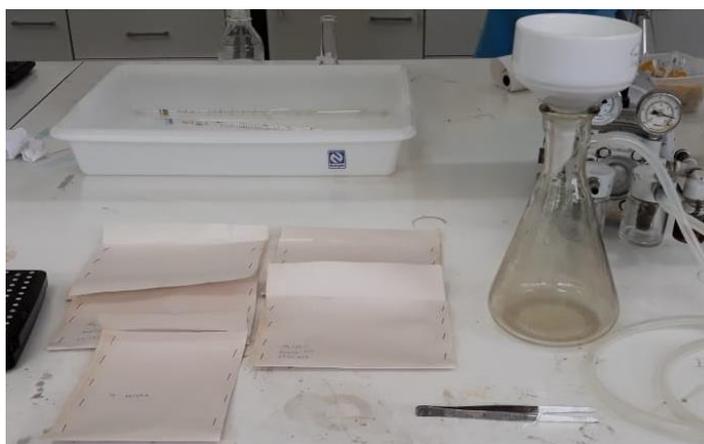
### 5.5.1 Determinação de Clorofila *a*

Foi realizada a determinação da concentração de clorofila *a* para cada Teste, segundo o método: Determinação de Clorofila *a* e Feofitina *a*: método espectrofotométrico (CETESB, 2014). Isso incluiu as seguintes etapas:

#### 5.5.1.1 Filtragem da Amostra

a) Preparou-se envelopes de papel pardo, como mostrado na Figura 9, contendo n° da amostra e data da coleta.

Figura 9: Bancada preparada para início da filtração com os envelopes de papel pardo



*Fonte: Autora, 2019.*

b) Mediu-se o volume a ser filtrado em proveta graduada e executou-se a filtração de 500 ml de efluente coagulado. Minimizando a luminosidade incidida sobre a amostra nessa etapa e em todas as etapas subsequentes.

c) Após a filtração, lavou-se o porta-filtro com água destilada contida em pisseta, aguardou-se a secagem por poucos segundos e o papel filtro foi retirado com auxílio de pinças de inox, evitando contato com as mãos. Dobrou-se o filtro ao meio de modo que o material filtrado ficou para o lado interno da dobra, e ainda com as pinças, o filtro foi guardado no envelope de papel pardo previamente identificado. Esses envelopes foram refrigerados imediatamente, dentro de uma caixa preta e ao fim foram postas em um freezer sob temperatura de  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$  durante 5 dias.

#### 5.5.1.3. Extração do Pigmento de Interesse

Assim como os procedimentos anteriores esse procedimento foi realizado minimizando-se a luminosidade.

- a) Montou-se em um suporte tubos de plástico identificados, como mostrado na Figura 10.

Figura 10: Suporte com tubos de plástico e revestimento de papel alumínio



*Fonte: Autora, 2019.*

- b) Retirou-se o filtro do envelope, com uma pinça de inox, e colocou-se dentro do tubo, conforme identificação correspondente, e foi acrescentado a cada tubo 5 mL de acetona 90%;
- c) Macerou-se o filtro cuidadosamente, adicionou-se mais 5 mL de acetona 90% e fechou-se o tubo;
- d) Colocou-se os tubos em suporte apropriado e sob refrigeração, em torno de 4 °C, durante 2 horas.

#### 5.5.1.4 Leitura em Espectrofotômetro

Esse procedimento foi realizado o mais rápido possível, evitando exposição prolongada à luz, bem como elevação da temperatura.

- a) Após período de extração, retirou-se os tubos do refrigerador e os centrifugou durante 20 minutos a aproximadamente 1.000 rpm;

b) Retirou-se cuidadosamente os tubos da centrífuga tendo o cuidado para não ressuspender o material sólido sedimentado. Colocou-se aproximadamente 3 mL do sobrenadante em cubeta espectrofotométrica de quartzo de 1 cm de caminho óptico e leu-se contra um branco de acetona 90% em comprimentos de onda de 664, 665 e 750 nm.

c) Realizou-se a primeira leitura nos comprimentos de 664 e 750 nm, anotando os resultados no caderno de registro de análise,

d) Em seguida foi feita a acidificação da solução contida nas cubetas, após a 1ª leitura (664 e 750 nm), pela adição de 50 µL de ácido clorídrico 0,1 M;

e) Após 90 segundos, determinou-se as densidades ópticas após acidificação em 750 e 665 nm;

f) Anotou-se os resultados em formulário do registro de análise.

#### 5.5.1.5 Cálculo das Concentrações

As leituras a 750 nm, antes e depois da acidificação, mediram apenas a turbidez da amostra. Estas leituras são subtraídas das densidades ópticas lidas a 664 nm antes da acidificação, e 665 nm depois da acidificação, obtendo-se assim as leituras corrigidas, como mostrado nas Equações I e II.

$$D664c = D664i - D750i \quad \text{eq. I}$$

Em que  $D664c$  é a densidade óptica a 664nm corrigida e obtida antes da acidificação,  $D664i$  é a densidade óptica a 664nm antes da acidificação e  $D750i$  é a densidade óptica a 750nm antes da acidificação.

$$D665c = D665d - D750f \quad \text{eq. II}$$

Em que  $D665c$  é a densidade óptica a 664nm corrigida e obtida depois da acidificação,  $D665di$  é a densidade óptica a 665nm depois da acidificação e  $D750f$  é a densidade óptica a 750nm depois da acidificação.

As concentrações de clorofila *a* foram obtidas a partir da Equação III

$$\text{Clorofila } a \left( \frac{\mu\text{g}}{\text{L}} \right) = 26,73 \times (D664c - D665c) \times \frac{v}{V \times L} \text{eq.III}$$

Sendo  $v$ : volume, em mL, de acetona 90% usada para extração;  $V$ : volume, em litros, da amostra filtrada,  $L$ : caminho óptico, em cm, da cubeta espectrofotométrica usada.

## 6. RESULTADOS

### 6.1 Características do Efluente

Na medição realizada em campo, o efluente apresentou valores de pH e temperatura mostrados na Tabela 6.

Tabela 6: Medições realizadas em campo

<b>pH</b>	8,0
<b>Temperatura (° C)</b>	28

Após o período de armazenamento o pH elevou-se e a temperatura diminuiu (Tabela 7) de acordo com a temperatura ajustada na incubadora, que pretendeu conservar a amostra.

Tabela 7: Medições realizadas em laboratório

<b>pH</b>	8,64
<b>Temperatura (° C)</b>	23

Algumas características do Efluente empregado estão apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8: Características do Efluente

<b>Cor aparente</b>	180
<b>Turbidez</b>	91,05
<b>Clorofila <math>a</math> (<math>\frac{\mu g}{L}</math>)</b>	915,8
<b>Alcalinidade (<math>\frac{mg}{L}</math>)</b>	62

### 6.2 Leitura espectrofotométrica

A alíquota colhida da Lagoa de Estabilização em questão possuía um teor médio de clorofila  $a$  de  $915,8 \frac{\mu g}{L}$  em sua condição natural. Nas Tabelas 9 e 10 estão apresentados os valores de clorofila removida, eficiência do teste e clorofila  $a$  remanescente, referentes ao

planejamento experimental envolvendo sulfato de alumínio e cloreto férrico como coagulantes, respectivamente.

Tabela 9: Resultados de Clorofila *a* e Eficiência dos testes realizados com Sulfato de Alumínio e suas duplicatas

Teste	Clorofila <i>a</i> inicial (mg/L)	Conc. do Coagulante (mg/L)	pH de Coagulação	Resultados		
				Clorofila <i>a</i> remanescente ( $\frac{\mu g}{L}$ )	Eficiência (%)	Clorofila <i>a</i> removida ( $\frac{\mu g}{L}$ )
1	1151,26	5	6,0	252,6	78,06	898,7
2		100	8,9	97,3	91,55	1054,0
3		100	6,2	10,7	99,07	1140,6
4		5	8,9	214,6	81,36	936,6
1	680,28	5	6,1	127,0	81,34	553,3
2		100	8,9	39,8	94,15	640,4
3		100	6,2	1,6	99,76	678,7
4		5	9,3	121,9	82,08	558,4

Dentre os testes realizados com sulfato de alumínio, aqueles que obtiveram maior eficiência na remoção da clorofila *a* foi o teste 3, apresentando somente  $10,7 \frac{\mu g}{L}$  de clorofila *a* remanescente. O teste 3 possui como condições de reação pH 6 e concentração de coagulante de 100 (mg/L). Dessa forma, o experimento que demonstrou maior eficiência na remoção de clorofila *a* foi aquele com menor pH e maior concentração de coagulante, com uma eficiência média de 99,42%.

Na Tabela 10 estão apresentados os resultados obtidos por meio da leitura espectrofotométrica da clorofila *a* para os testes realizados com cloreto férrico.

Tabela 10: Resultados de Clorofila a e Eficiência dos testes realizados com Cloreto Férrico e suas duplicatas

Teste	Clorofila a inicial (mg/L)	Conc. do Coagulante(mg/L)	pH de Coagulação	Resultados		
				Clorofila a remanescente( $\frac{\mu g}{L}$ )	Eficiência (%)	Clorofila a removida( $\frac{\mu g}{L}$ )
5	1151,26	5	6,1	13,36	98,84	1137,9
6		100	8,9	150,22	86,95	1001,0
7		100	6,2	10,42	99,09	1140,8
8		5	9,3	192,99	83,24	958,3
5	680,28	5	5,9	131,78	80,63	548,5
6		100	9,1	83,13	87,78	597,1
7		100	6,0	6,15	99,09	674,1
8		5	9,0	114,67	83,14	565,6

Nesses testes, com cloreto férrico, aquele que apresentou maior eficiência na remoção da clorofila *a* foi o teste 8, uma vez que apresentou a maior remoção de clorofila *a*, resultando em uma quantidade remanescente de apenas  $10,7 \frac{\mu g}{L}$ . O teste destacado foi realizado sob pH 6 e concentração de cloreto férrico de 100 (mg/L). Portanto a maior eficiência apresentada nos testes utilizando cloreto férrico como coagulante obteve uma eficiência média de 99,1%.

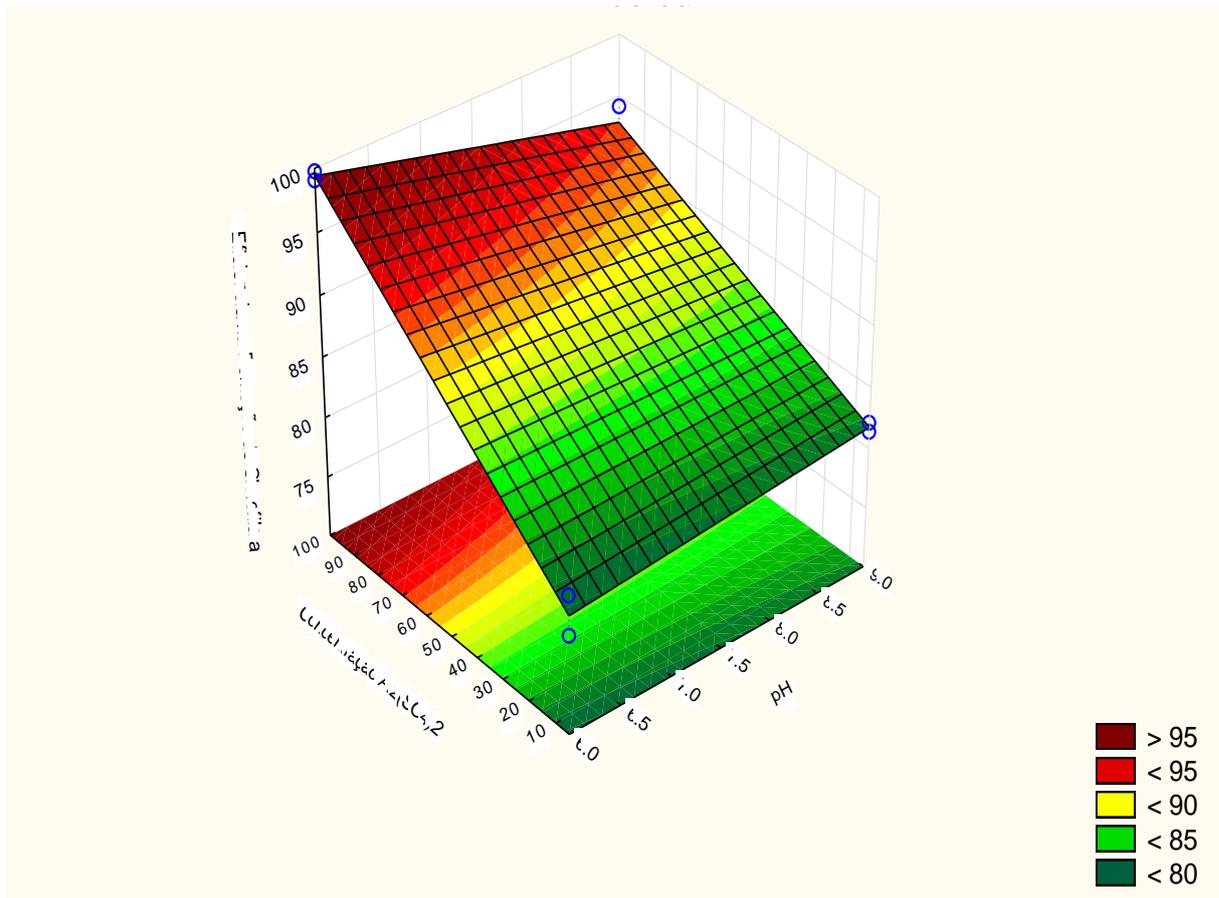
Nos trabalhos de Shindala e Stewart (1971 apud Léo, 2008) o sulfato de alumínio e o cloreto férrico, apresentaram dosagens ótimas quando em concentração de 85 mg/L, em tratamentos de lagoas de estabilização, valor próximo ao encontrado no presente trabalho. Para Libânio (2010), em seus trabalhos, foi considerado os valores ideais entre 10 e 60 mg/L para sulfato de alumínio e 5 a 40 mg/L para cloreto férrico, mas se deve considerar valores de pH diferentes daqueles propostos nessa metodologia. A American Water Works Association (2001 apud OLIVEIRA, 2014) utilizando a faixa de pH de 6 a 9, assim como no presente trabalho afirma que a faixa de dosagem do sulfato de alumínio é de 5 a 100 mg/L e a do cloreto férrico de 0 a 40 mg/L, sendo portanto, valores compatíveis com o experimento desse trabalho no que

se refere ao coagulante sulfato de alumínio e diferente no que se refere ao uso do cloreto férrico como coagulante.

### 6.3 Superfícies de Resposta

A Figura 11 mostra a superfície de resposta da eficiência da reação em função da variação do pH (X1) e da variação na concentração do coagulante (X2), para o caso do sulfato de alumínio.

Figura 11: Superfície de resposta da eficiência na remoção de clorofila utilizando Sulfato de Alumínio



Fonte: Autora, 2019.

A superfície resultante da relação entre o pH e a concentração do sulfato de alumínio apresentou a resposta de maior eficiência em condições de pH mais baixo e concentrações mais altas, como na Tabela 11. Essa superfície gerou a Equação IV.

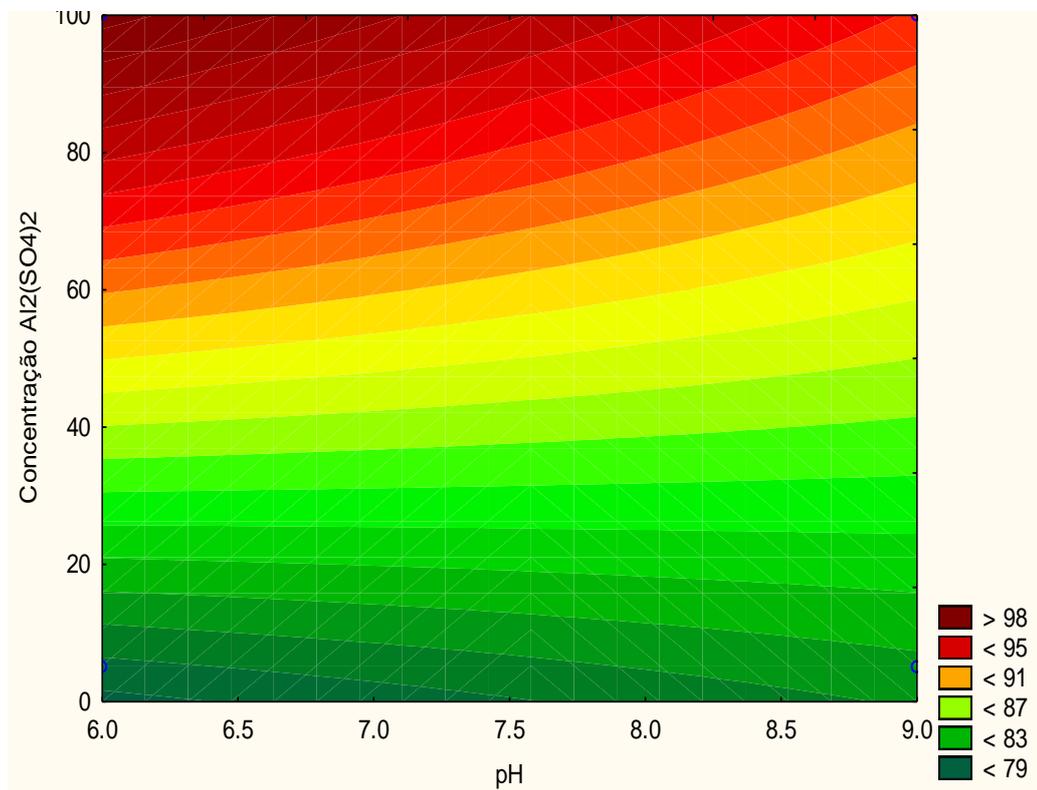
$$Z = 73,71 + 0,82 * X + 0,39 * Y - 0,03 * X * Y \quad \text{eq. IV}$$

De modo que a incógnitas Z, X e Y, representam respectivamente eficiência resultante, variação de pH e variação da concentração.

A análise da eq. IV confirma a tendência observada na superfície de modo que, quanto menor o pH e maior concentração do coagulante, maior a eficiência. Uma análise mais aprofundada da equação demonstra que quando a concentração é fixada em 5 mg/L e ocorre variação do pH, o aumento do pH favorece o aumento da eficiência. Por outro lado, como o na lagoa de estabilização em estudo apresenta o pH= 8, o aumento da concentração do coagulante é a tendência utilizada para obtenção da melhor eficiência, em se tratando do uso do Sulfato de Alumínio.

Na Figura 13, com a adaptação plana dessa superfície de resposta, pode-se observar as tendências mencionadas.

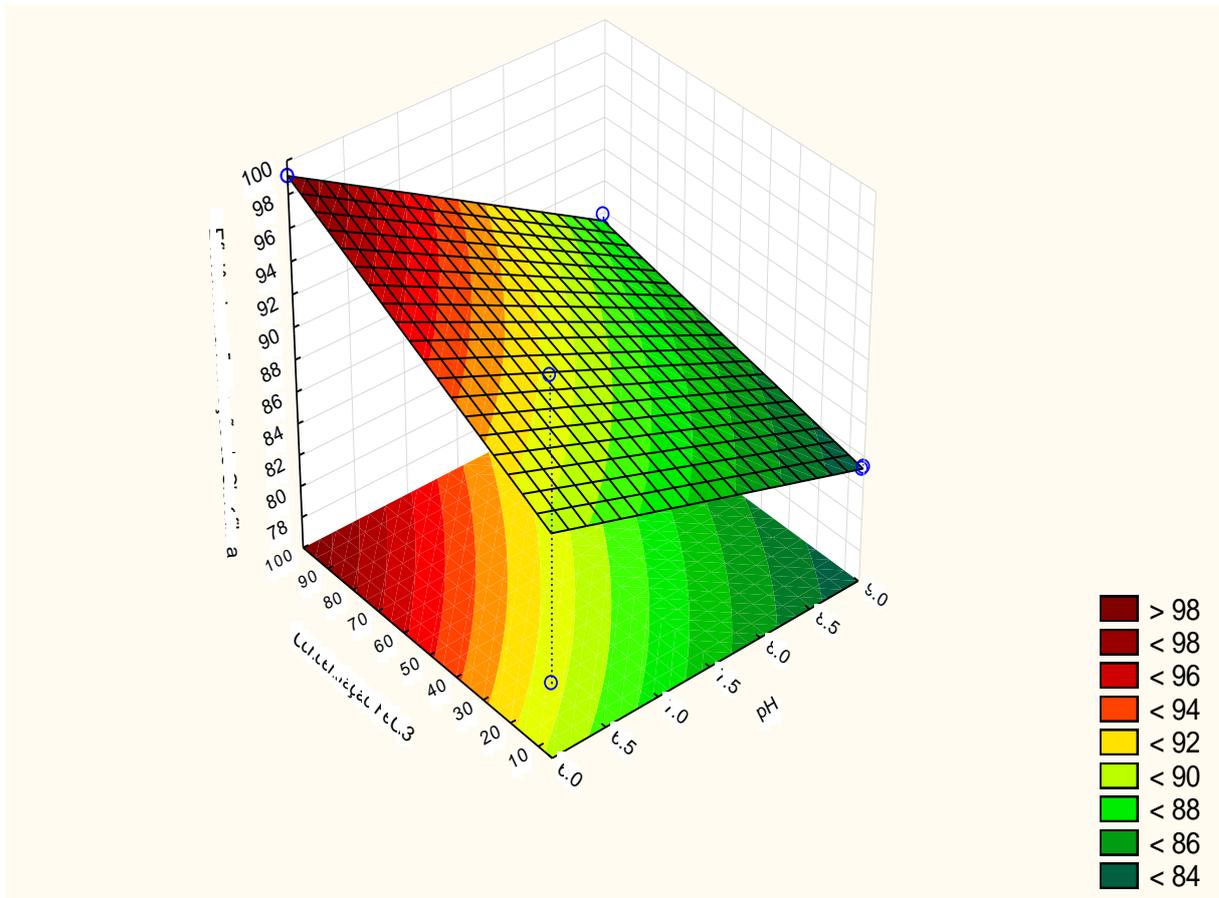
Figura 12: Adaptação plana da Superfície de resposta da eficiência na remoção de clorofila a utilizando Sulfato de Alumínio



Fonte: Autora, 2019.

Já para os testes em que se utilizou cloreto férrico, obteve-se a superfície de resposta apresentada na Figura 13. E de forma semelhante ao apresentado nos casos utilizando sulfato de alumínio, pode-se constatar a relação da diminuição do pH juntamente como o aumento da concentração, resultando no aumento da eficiência.

Figura 13: Superfície de resposta da eficiência na remoção de clorofila utilizando Cloreto Férrico



Fonte: Autora, 2019.

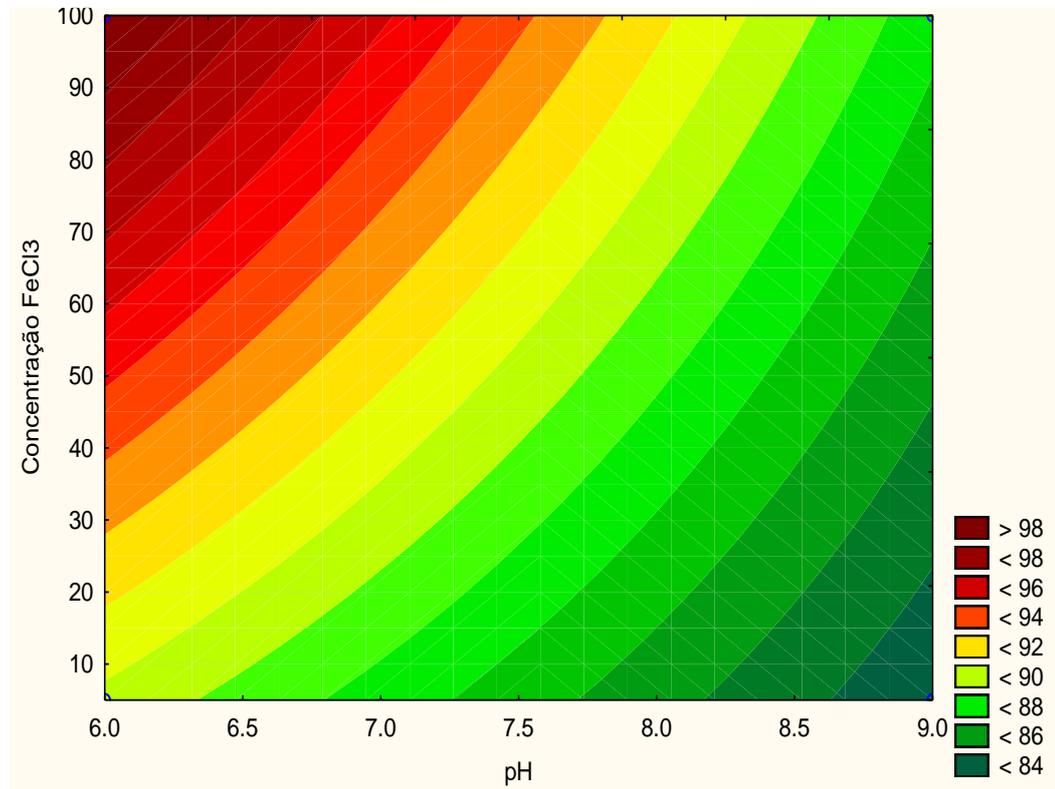
Dessa superfície, obteve-se a Equação V. Que diferentemente da Equação IV, quando fixada a concentração de 5 mg/L apresenta maior eficiência quanto maior for o pH adotado.

$$Z = 101,78 - 2,09 * X + 0,21 * Y - 0,02 * X * Y \quad \text{eq. V}$$

Sendo a eficiência resultante representado pela letra Z, a variação de pH representada pela letra X e a variação da concentração representado pela letra Y.

Da mesma forma, para o caso da lagoa em estudo, utilizando cloreto férrico como coagulante, a equação expressa a tendência observada no gráfico de que a melhor eficiência é alcançada quanto maior for a concentração aplicada. Na Figura 14 pode ser observada essa tendência.

Figura 14: Adaptação plana da Superfície de resposta eficiência na remoção de clorofila *a* utilizando Cloreto Férrico



Fonte: Autora, 2019.

De acordo com a Figura 14, o Cloreto Férrico em concentrações superiores a 90 mg/L e pH próximo a 6 apresentou eficiência de mais de 98% na remoção da Clorofila *a*.

## 7. CONCLUSÃO

Com esse trabalho, realizou-se de modo satisfatório a remoção de algas provenientes do tratamento de efluente de lagoas de estabilização, com os mecanismos de mistura rápida, coagulação, floculação e sedimentação.

De acordo com os resultados obtidos pode-se concluir que o Sulfato de Alumínio demonstrou maior eficiência na remoção da Clorofila *a*, quando comparado com o Cloreto Férrico, apesar de ambos terem alcançado eficiência semelhantes em condições de altas concentrações e baixo pH. O teste que configurou a maior eficiência, removeu 99,42% de Clorofila *a*, e suas condições de reação consistiram em pH 6 e dosagem 100 mg/L de Sulfato de Alumínio. Também se obteve alta eficiência nas condições de reação configuradas em pH 6 e dosagem 100 mg/L de Cloreto Férrico, o que demonstra que em altas concentrações o pH 6 é o mais favorável para aproveitamento máximo da reação.

## 8. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Com o objetivo de obter uma superfície de resposta otimizada e equações matemáticas mais delineadas, recomenda-se a inserção de testes com as características (pH e concentração de coagulante) intermediárias daqueles apresentados nesse estudo, além de inserir novos coagulantes para estudos de viabilidade e eficiência.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, A. R. G. **Remoção de matéria orgânica e calibração de um modelo de remoção de amônia em uma série de lagoas de estabilização em escala real.** 2017. Dissertação, Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2017.
- ARTHUR, J. P. **Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries.** 1986. 120 p.
- BRENNAN, L.; P. OWEND. **Biofuels from microalgae -A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products.** Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2010.
- CAMPOS, J. R. **Ensaio sobre a aplicação de polieletrólitos na floculação de águas de abastecimento.** Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 1972.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes, Complementa e Altera a resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Diário Oficial da República Federal do Brasil, Brasília, 2005.
- CAVALCANTI, J.E.W. **Manual de Tratamento de Efluentes Industriais.** Brasil, 2009.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. 3ª Ed. São Paulo, 2014. **Determinação de Clorofila a e Feofitina a: método espectrofotométrico.**
- CLAAS, I.C.; MAIA, R.A.M. **Tecnologias e Gestão Ambiental - Efluentes Líquidos.** Brasília, 2003. 1ª ed.
- DI BERNARDO, A.S. **Influência das condições de aplicação de polímeros catiônicos na eficiência da floculação.** Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2000.
- GARRIDO, J.M. **Ensaio de Laboratório – Jar Test.** Centro Universitário Filadélfia. Londrina, 2011.
- GONÇALVES, A. P. E.; KATO, T. M. **Caracterização da Comunidade Fitoplanctônica e Fatores Ambientais Correlacionados em Lagoa de Estabilização.** 2007. Dissertação de

mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4. ed. Rio de Janeiro: E. ABES, 2005. 1087 p.

KÖNIG, A.; SOUZA, M. S. M.; FLORENTINO, I. Q. B.; CEBALLOS, B. S. O. **Observações sobre a população de microalgas de uma lagoa facultativa secundária**. Resumos do 3º Congresso Brasileiro de Ecologia, p. 297, 1996.

KÖNIG, A. **Aspectos Teóricos e Práticos sobre Algas e Parasitos Intestinais em Estação de Tratamento de Esgotos**. Fundação Ecosystemas do Espírito Santo, Vitória, 1998.

LÉO, L. F. R. **Investigação da toxicidade, tratabilidade e formação de subprodutos tóxicos em efluentes corados de lagoas de estabilização com e sem pós tratamento**. Tese de doutorado – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2008.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3º Edição. Campinas: Editor aÁtomo, 2010.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, F. **Reuso da água**. 3 ed. Barueri: Manuelie, 2003.

MARTINS, L. R. **Remoção de fitoplâncton de lagoas de estabilização em filtros de pedra de fluxo horizontal**. Dissertação de mestrado - Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Recife, 2012.

MONTEIRO, V. R. C., VIDAL, C. M.; SOUSA, J. B.; CAVALLINI G. S. **Tratamento Terciário de Esgoto Sanitário Proveniente de Lagoa de Polimento Utilizando Sistema de Coagulação/Precipitação Seguido de Radiação Ultravioleta**. 4º Seminário de Ciências Exatas e Tecnológicas, Londrina, v. 34, n. 1, p. 67-80, jan./jul. 2013.

NURDOGAN, Y.; W. J. OSWALD. **Tube settling of high-rate pond algae**. Water Science and Technology. 1996.

OLIVEIRA, M. D., **Desenvolvimento de modelos de previsão de desempenho de estações convencionais de tratamento de água**. Tese de doutorado – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG. Belo Horizonte, 2014.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada.** 2001. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

PALMER, C. M. **Composit rating of algae tolerating organic pollution.** J. Phycol. 5, pp 78-82, 1969.

RAMIREZ, L., SIERRA, L., **Coagulants evaluation of chemicals in the removal of suspended solids, chemical oxygen demand and algae in the pond system Salguero.,** TECCIENCIA, v.13 n.24, 91-99p., 2018.

REYNOLDS, T. D.; RICHARDS, P.A. **Unit operation and processes in environmental engineering.** 2<sup>nd</sup>edition, PWS Publishing Company. Boston, 1996.

REYNOLDS, C. S. **Cyanobacterial water-blooms.** *Advances in Botanical Research*, v.13, p.143, 1987.

RICHTER, C.A. **Água: Métodos e tecnologia de tratamento de água.** São Paulo: Blucher, 2009.

RIOS, E. N. **Caracterização e comportamento de uma série de lagoas de polimento tratando esgotos sanitários.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Viçosa.Minas Gerais, 127 p, 2015.

ROCHA, M.L; RIBEIRO, N. E; VERONEZ, F. A.; RORIZ, G. M.; GONÇALVES, R. F.; **Remoção de Algas, DQO, Fósforo e Coliformes do Efluente de Lagoas Facultativas Através de Coagulação/Floculação/Decantação.** Vitória – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo (IFES) Espírito Santo, 2002.

SPIRO, T. G.; STIGLIANI W. M. **Química Ambiental.** 2.ed. São Paulo:Pearson Prentice Hall, 2009.

STREIT, N. M.; LIANA, P. C.; CANTO, M. W.; HECKTHEUER, L. H. H. **As Clorofilas.** *Ciência Rural*, Santa Maria, v.35, n.3, p.748-755, 2005.

TASSINARI, B.; CONAGHAN, S.; FREELAND; B.; MARISON, I. W. **Application of Turbidity Meters for the Quantitative Analysis of Flocculation in a Jar Test Apparatus.** *Journal of Environmental Engineering.* Vol. 141,2015.

UDAMAN, N.; QI, Y.; Danquah, M. K.; Hoadley, A. F. A.; **Marine microalgae flocculation and focused beam reflectance measurement**. Chemical Engineering Journal, 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos – princípios do tratamento biológico das águas residuárias**. 3. ed. Belo Horizonte, Vol. 1, DESA/UFMG, 2006.