

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

**TRATAMENTO DE EFLUENTE TÊXTIL UTILIZANDO O PROCESSO
DE ELETROCOAGULAÇÃO COM PLACAS DE AÇO INOXIDÁVEL**

PAULO HENRIQUE RODRIGUES

Engenheiro Civil, 2015, UTFPR

Maringá; PR – Brasil

2018

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

**TRATAMENTO DE EFLUENTE TÊXTIL UTILIZANDO O PROCESSO
DE ELETROCOAGULAÇÃO COM PLACAS DE AÇO INOXIDÁVEL**

MESTRANDO: Paulo Henrique Rodrigues

ORIENTADOR: Prof. Dr. Nehemias Curvelo Pereira

Dissertação de mestrado submetida à Universidade Estadual de Maringá, como parte integrante dos requisitos necessários à obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Química, área de Desenvolvimento de Processos.

Maringá; PR – Brasil

2018

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Biblioteca Central - UEM, Maringá - PR, Brasil)

R696t Rodrigues, Paulo Henrique
Tratamento de efluente têxtil utilizando o processo de eletrocoagulação com placas de aço inoxidável / Paulo Henrique Rodrigues. -- Maringá, PR, 2018.
xv, 71 f.: il. color.

Orientador: Prof. Dr. Nehemias Curvelo Pereira.
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Maringá, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Química, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, 2018.

1. Efluentes têxteis - Tratamento. 2. Coagulação - Indústria têxtil. 3. Eletrocoagulação - Indústria têxtil. I. Pereira, Nehemias Curvelo, orient. II. Universidade Estadual de Maringá. Centro de Tecnologia. Departamento de Engenharia Química. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. III. Título.

CDD 23.ed. 660.2842

Márcia Regina Paiva de Brito - CRB-9/1267

Nº 095 – Vol. IV

ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Aos trinta e um dias do mês de julho do ano de dois mil e dezoito, às quatorze horas, no Bloco E-46 - Sala 11, reuniu-se a Banca Examinadora indicada pelo Conselho Acadêmico do Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, nomeada pela Resolução nº 211/18-PEQ e composta pelos Professores Doutores Nehemias Curvelo Pereira (Orientador/Presidente - PEQ/UEM), Maria Carolina Sérgi Gomes (Membro - COPEQ/UTFPR) e Mara Heloisa Neves Olsen Scaliante (Membro - PEQ/UEM). A reunião teve por objetivo julgar o trabalho do candidato **Paulo Henrique Rodrigues** do Curso de Mestrado em Engenharia Química, sob o título "Tratamento de efluentes têxtil utilizando o processo de eletrocoagulação com placas de aço inoxidável". Os trabalhos foram iniciados pelo Professor Doutor Nehemias Curvelo Pereira, Presidente da Banca Examinadora. A seguir foi dada a palavra ao candidato para uma exposição oral de seu trabalho, no tempo de cinquenta minutos. Após, iniciou-se a arguição pelos Professores Doutores MARIA CAROLINA SERGI GOMES, MARA HELOISA NEVES OLSEN SCALIANTE

por último o presidente da sessão. A Banca Examinadora adotou a sistemática de arguição e resposta. Terminada a arguição, procedeu-se ao julgamento do trabalho. Em seguida a Banca Examinadora proclamou o candidato APROVADO. A homologação do resultado, bem como a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Química dar-se-ão quando cumpridos os requisitos do Art. 47 do Anexo I da Resolução nº 116/2015-CTC. Nada mais havendo a tratar, foi lavrada a presente Ata, que vai assinada pelos membros da Banca Examinadora. Maringá, 31 de julho de 2018.



Prof. Dr. Nehemias Curvelo Pereira
Orientador



Prof. Dr. Maria Carolina Sérgi Gomes
Membro



Prof. Dr. Mara Heloisa Neves Olsen Scaliante
Membro

*Aos meus pais Paulo e Henriqueta, por todo empenho e esforço que fizeram na vida, tanto
pra me ensinar princípios, quanto pra eu chegar até aqui, amo vocês.
À minha tia e minha avó por toda paciência, dedicação e oração durante toda
essa etapa da minha vida.
À Lorelly, pra quem chorei várias vezes e quem sempre me faz lembrar quem realmente sou.
Ao amor da minha vida, por ter me dado o incentivo necessário quando eu menos tinha
forças pra continuar.*

“São as nossas escolhas que revelam o que realmente somos
muito mais do que as nossas qualidades”

J. K. Rowling

AGRADECIMENTOS

A maior realização do homem só poderia ser concretizada se, de mãos dadas com o esforço, estivesse a fé incondicional em Deus. É a Ele quem ofereço meu primeiro muito obrigado.

Gostaria também de agradecer a quem sempre esteve do meu lado, em todos os momentos, a quem me ensinou o que é certo, a quem sempre me mostrou o melhor caminho a seguir e, principalmente, a quem respeitou e me incentivou a sempre seguir meus sonhos. A minha família, em especial a meus pais (Henriqueta e Paulo), minha tia (Néia) e minha avó (Luzia), obrigado.

Ao professor Dr. Nehemias Curvelo Pereira, que acreditou em mim mais de uma vez, me orientando e transmitindo seus conhecimentos para que este trabalho pudesse ser desenvolvido.

Também a quem nunca mediu esforços, tempo ou conhecimento para me apoiar de modo que este trabalho, e muitos outros da minha vida acadêmica e profissional, fossem realizados da maneira correta. Agradeço a dedicação e amizade da minha amiga Paula Cristina de Souza.

A quem embarcou nessa jornada comigo sem perguntar por que, como ou pra que. A quem sempre esteve ao meu lado em horas de análises e experimentos, A quem passou férias comigo dentro de um laboratório ou ainda na biblioteca. Vanessa meus sinceros agradecimentos.

Aos meus orientandos de IC, depois colegas de laboratório, e por fim amigos pra vida toda Lais, Tayane e Gilberto, meu muito obrigado.

A UTFPR-CM por ter aberto suas portas para que meus ensaios fossem realizados em sua estrutura.

Por fim, a todos que direta ou indiretamente me ajudaram a enfrentar as barreiras e prosseguir. Aos que me apoiaram emocional e financeiramente, e aos envolvidos na realização desse sonho. Meus mais sinceros obrigados, sem vocês nada disso seria possível.

TRATAMENTO DE EFLUENTE TÊXTIL UTILIZANDO O PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO COM PLACAS DE AÇO INOXIDÁVEL

AUTOR: Paulo Henrique Rodrigues

ORIENTADOR: Prof. Dr. Nehemias Curvelo Pereira

Dissertação de Mestrado; Universidade Estadual de Maringá, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química – PEQ, Av. Colombo 5790, D – 90, CEP: 87020-900, Maringá – PR – Brasil, defendida em de julho de 2018, 71 p.

RESUMO

As indústrias têxteis têm se preocupado cada vez mais com o destino final dos seus efluentes, com isso, o estudo de novas alternativas capazes de minimizar o volume empregado de água nos processos industriais e, também, a redução da sua toxicidade têm crescido cada vez mais. Nesse trabalho, foi utilizada a técnica de eletrocoagulação/eletroflotação, aplicada ao tratamento de efluente de uma lavanderia industrial localizada na cidade de Campo Mourão. Para tanto, avaliou-se a eficiência do tratamento pelo processo de eletrocoagulação utilizando eletrodos de aço inoxidável e comparou-se com parâmetros estabelecidos pelas resoluções vigentes, e a resultados de literatura já publicados. Para que fosse possível avaliar o processo de eletrocoagulação, montou-se um reator composto por: uma cuba de acrílico com capacidade para 4 litros, uma fonte de tensão com potência ajustável, eletrodos metálicos de aço inoxidável com geometria retangular e área constante e um agitador mecânico. Para a realização dos ensaios, foi proposto um planejamento baseado na metodologia de Manenti *et al.* (2015) para a qual foram estudados três parâmetros: o espaçamento entre os eletrodos, o pH inicial do efluente e a corrente aplicada nas amostras durante os ensaios. As características físico-químicas analisadas para avaliar a eficiência do tratamento foram: remoção de cor, turbidez e DQO. Em seguida, foram avaliadas as melhores condições da eletrocoagulação dentro do planejamento experimental proposto, e realizados os ensaios de remoção de metais e toxicidade nesta condição. O tratamento de efluente usando placas de aço inoxidável se

mostrou eficiente na remoção dos parâmetros de cor, turbidez e DQO, apresentando percentuais de redução de 98,53%, 76,02% e 60,15%, respectivamente, o que faz com que o efluente tratado tenha todas as suas características necessárias para lançamento direto ao corpo d'água estabelecidas pela legislação vigente. Quanto aos metais pesados, o tratamento não foi eficiente na remoção de alumínio. Contudo, por não conter este metal na composição do eletrodo, o seu teor se manteve estável. Já os metais constituintes do aço inoxidável, tiveram um aumento pequeno devido à baixa oxidação da placa, mas nada que influenciasse significativamente nos parâmetros estabelecidos pelo CONAMA. Com relação à toxicidade do efluente tratado, houve uma piora no percentual de tratamento e antes, que estava com 90% de queda na toxicidade, caiu para 58%, significando que outros estudos devem ser feitos para a melhoria no processo.

Palavras-chave: Tratamento de Efluentes, Têxtil, Coagulação, Eletrocoagulação.

TREATMENT OF TEXTILE EFFLUENT USING THE PROCESS OF ELETROCOAGULATION WITH STAINLESS STEEL PLATES

AUTHOR: Paulo Henrique Rodrigues

ADVISOR: Prof. Dr. Nehemias Curvelo Pereira

Dissertação de Mestrado; Universidade Estadual de Maringá, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química – PEQ, Av. Colombo 5790, D – 90, CEP: 87020-900, Maringá – PR – Brasil, defendida em de julho de 2018, 71 p.

ABSTRACT

The industries have been increasingly concerned with the final destination of their effluents, with this, the study of new alternatives capable of minimizing the volume of water used in industrial processes and also the reduction of its toxicity has been growing more and more. In this work, the electrocoagulation/electroflotation technique was applied to the effluent treatment of an industrial laundry located in the city of Campo Mourão. In order to evaluate the electrocoagulation process, stainless steel electrodes were used and compared to the parameters established by the current resolutions and to the published literature results. A reactor with a capacity of 4 liters was designed with a voltage source with adjustable power, stainless steel electrodes with rectangular geometry and constant area and a mechanical stirrer. In order to carry out the tests, a planning based on the methodology of Manenti et al. (2015) was proposed, for which three parameters were studied: spacing between the electrodes, initial pH of the effluent and the current applied to the samples during the tests. The physico-chemical characteristics analyzed to evaluate the efficiency of the treatment were: color removal, turbidity and COD. Then, the best electrocoagulation conditions were evaluated within the proposed experimental design, and the metal removal and toxicity tests were performed in this condition. The treatment of stainless steel effluent was efficient in removing the parameters of Color, turbidity and COD, presenting percentages of reduction of

98.53%, 76.02% and 60.15% respectively, which causes the treated effluent has all its characteristics necessary for direct entry into the body of water established by current legislation. As for heavy metals, the treatment was not efficient in the removal of aluminum, however, because it did not contain this metal in the electrode composition, it remained stable. Already the constituent metals of the stainless steel, these had a small increase due to the low oxidation of the plate, yet nothing that influenced significantly in the parameters established by the CONAMA. Regarding the toxicity of the treated effluent, there was a worsening in the percentage of treatment and before, which was 90% drop in toxicity, dropped to 58%, meaning that other studies should be done to improve the process.

Keywords: Effluent treatment, Textile, Coagulation, Electrocoagulation.

SUMÁRIO

CAPITULO I	1
1. INTRODUÇÃO.....	1
CAPITULO 2	4
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1. Indústria Têxtil	4
2.1.1. Etapas do processos de produção do tecido	6
2.2. Corantes Utilizados na Indústria Têxtil para Beneficiamento.	9
2.3. Efluente Têxtil	10
2.3.1. Característica dos efluentes têxteis	11
2.3.1.1. Sólidos sedimentáveis (SS).....	12
2.3.1.2. Metais pesados	12
2.3.1.3. Hidrocarbonetos	12
2.3.1.4. Compostos orgânicos halogenados	13
2.3.1.5. Detergentes e agentes tensoativos.....	13
2.3.1.6. Temperatura	13
2.3.1.7. Alcalinidade e acidez volátil	14
2.3.1.8. Cor	14
2.4. Legislação Brasileira - Padrões de Lançamento de Efluentes Líquidos	14
2.5. Métodos de Tratamento do Efluente Têxtil.....	16
2.5.1. O processo eletrolítico	17
2.5.1.1. Fundamentos do processo de eletrofloculação.....	18
2.5.1.2. Reator	21
2.5.1.3. Eletrodos	23
2.5.1.4. Condutividade elétrica do efluente	25
2.5.1.5. Sobrenadante	26
2.5.2. Características físicas do efluente e seus efeitos no processo de eletrocoagulação.....	26
2.5.2.1. Temperatura	26
2.5.2.2. Turbidez	27
2.5.2.3. Efeito do pH do efluente	27

2.5.2.4. Sólidos totais	28
2.5.2.5. DQO - Demanda Química de Oxigênio	28
2.6. Conclusões da Revisão Bibliográfica.....	29
CAPITULO 3.....	30
3. MATERIAIS E MÉTODOS	30
3.1. Coleta e Preservação das Amostras.....	30
3.2. Caracterização do Efluente Bruto	31
3.3. Planejamento Experimental.....	33
3.4. Tratamento com Eletrofloculação.	35
3.5. Caracterização do Efluente Tratado	37
3.6. Análise estatística dos Resultados do Tratamento	37
3.7. Caracterização do Efluente Tratado nas Melhores Condições Operacionais de Tratamento.....	37
3.7.1. Análises físico-químicas	37
3.7.2. Análises biológicas	38
3.7.3. Perda de massa do anodo	40
3.7.4. Determinação da concentração de alumínio no efluente tratado	40
CAPITULO 4.....	41
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	41
4.1. Caracterização do Efluente	41
4.2. Tratamento de Efluente por Eletrocoagulação	42
4.2.1. Perda de massa do anodo	56
4.2.2. Determinação da concentração de alumínio no efluente tratado.	57
4.2.3. Estudo de toxicidade utilizando <i>Lactuca sativa</i>	58
4.2.4. Parâmetros físico-químicos.....	60
CAPITULO 5.....	64
5. CONCLUSÕES.....	64
CAPITULO 6.....	66
6. REFERÊNCIAS.....	66

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma do processo industrial de produção de tecido de algodão.....	5
Figura 2 - Fluxograma do processo de beneficiamento.....	7
Figura 3 - Interações observadas durante a eletrocoagulação utilizando eletrodos de alumínio.....	19
Figura 4 - Desenhos esquemático dos arranjos dos eletrodos (a) Reator em batelada com eletrodos monoplares conectados em série. (b) Diagrama elétrico do arranjo monopolar em série.....	22
Figura 5 - Desenhos ilustrativos dos arranjos dos eletrodos (a) Reator em batelada com eletrodos monoplares conectados em paralelo. (b) Diagrama elétrico do arranjo monopolar em paralelo.....	22
Figura 6 - Desenho esquemático de um reator de Eletroflotação em escala de bancada com eletrodos monoplares conectados em paralelo.....	23
Figura 7 - Modelo esquemático do módulo de eletrocoagulação.....	35
Figura 8 - Módulo de tratamento de efluente têxtil por eletrocoagulação.....	36
Figura 9 - Gráfico de Pareto obtido a partir do planejamento experimental para a remoção de DQO.....	45
Figura 10 - Gráfico de Pareto obtido a partir do planejamento experimental para a remoção de cor.....	47
Figura 11 - Gráfico de Pareto obtido a partir do planejamento experimental para a redução da turbidez.....	49
Figura 12 - Comparação entre os valores obtidos experimentalmente e os valores propostos estatisticamente com relação a redução de cor (a), DQO (b) e turbidez (c) no tratamento de eletrocoagulação.....	51
Figura 13 - Superfícies tridimensional para redução de DQO (a), cor (b) e turbidez (c) em função dos parâmetros de pH e espaçamento e fixando a corrente.....	52
Figura 14 - Superfícies tridimensional para redução de DQO (a), cor (b) e turbidez (c) em função dos parâmetros de pH e corrente e fixando o espaçamento.....	54
Figura 15 - Superfícies tridimensional para redução de DQO (a), cor (b) e turbidez (c) em função dos parâmetros de espaçamento e corrente e fixando o pH.....	55
Figura 16 - Comparação do desgaste do eletrodo no processo de tratamento com o estabelecido teoricamente pela lei de Faraday.....	56

Figura 17 - Determinação da quantidade de alumínio (Al) no efluente em diferentes fases de tratamento.....	57
Figura 18 - Germinação absoluta das sementes nos efluente bruto e tratado	59
Figura 19 - Percentual de crescimento relativo de raiz.....	59
Figura 20 - Percentual de crescimento relativo de radícula	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Exigências para lançamento de efluentes líquidos têxteis - direto e indireto..	15
Tabela 2 - Parâmetros operacionais variados durante o planejamento	34
Tabela 3 - Ensaio realizados.....	34
Tabela 4 - Características físico-químicas do efluente não tratado	41
Tabela 5 - Percentuais de redução de cor, turbidez e DQO em duplicata do efluente tratado.	43
Tabela 6 - Coeficientes de ajuste previstos para a redução de DQO com o nível de significância de 95%.....	44
Tabela 7 - Coeficientes de ajuste previstos para a redução de cor com o nível de significância de 95%.....	46
Tabela 8 - Coeficientes de ajuste previstos para a redução de turbidez com o nível de significância de 95%.....	48
Tabela 9 - Valores calculados (fator resultante de análise) e estatísticos (fator de Student) de validação do método de superfície de resposta a baseado no modelo de ANOVA.	50
Tabela 10 - Dados do bioensaios de toxicidade com as sementes de L. S. em função da concentração de efluentes (%) bruto e tratado por EC.	58
Tabela 11 - Caracterização dos efluente bruto e tratado nas condições ótimas de operação.....	61

CAPITULO I

1. INTRODUÇÃO

Considerada, até pouco tempo, um recurso abundante e inesgotável, a água é um bem natural cada dia mais escasso. O seu suprimento é considerado pelos especialistas um dos temas mais importantes do século XXI e, como tal, já está sendo encarado como o recurso econômico mais valioso do futuro (MARTINS *et al.*, 2017).

O tratamento de efluentes é um processo de grande importância quando se fala da contaminação dos recursos hídricos, principalmente nas metrópoles (TUNDISI, 2003). Isso, porque o consumo de águas naturais contaminadas é comum em várias localidades tanto urbanas quanto rurais do país. Fato é que a preocupação com o tratamento da água deve acontecer de maneira homogênea em todas as regiões e independente do seu desenvolvimento, ora, devido ao grande volume residual nos processos produtivos, ora, quando o tratamento é necessário para adequar a qualidade para consumo humano (FU *et al.*, 2012).

Devido à evolução das leis ambientais e à intensa fiscalização, o setor industrial vem tomando algumas precauções no que diz respeito ao reuso da água, tanto que empresas consideradas grandes poluidoras como as de papel e celulose, têxtil e alimentícias têm demonstrado grande interesse em reduzir a poluição causada pelo seus processos, não apenas na estação de tratamento, mas também em cada etapa da cadeia produtiva (ROSA *et al.*, 2015).

Para que as fontes poluidoras possam atender as normas de lançamento estabelecidas pelas leis ambientais e reduzirem os impactos gerados ao ecossistema, vários métodos de tratamento de efluente estão disponíveis para serem empregados. Estes métodos podem ser divididos em métodos convencionais, com adição de produtos químicos, e métodos alternativos (WIJANNARONG *et al.*, 2013).

Dentro do setor têxtil encontram-se as lavanderias industriais, que tem como principal função, realizar o beneficiamento de tecidos por meio de operações de desengomagem, amaciamento, estampagem, tingimento, entre outros (SOUZA, 2016).

Segundo Brito (2013), existem cerca de 6.000 lavanderias no Brasil, as quais se encontram subdivididas de acordo com o setor em que atuam. Como cada setor tem sua

própria especialidade ou produto a ser trabalhado, essas lavanderias seguem processos diferenciados. As lavanderias de jeans, abastecem prioritariamente o setor da moda. Atualmente, a maioria dessas lavanderias se encontram espalhadas nos países em desenvolvimento e, em muitos casos, elas são ineficientes no que tange às questões ecológicas, econômicas e sociais, mesmo assim são responsáveis pelo quinto lugar em empregos diretos no país (BRITO, 2013).

Os despejos gerados neste setor caracterizam-se por serem altamente coloridos, devido à presença de corantes que não se fixam na fibra durante o processo de tingimento. A poluição de corpos d'água com estes compostos provocam, além da poluição visual, alterações em ciclos biológicos afetando principalmente processos de fotossíntese. Além deste fato, estudos têm mostrado que algumas classes de corantes podem ser carcinogênicas e/ou mutagênicas. (KUNZ *et al.*, 2002).

O estudo de novas alternativas capazes de minimizar o volume empregado de água nos processos industriais têxteis e, também, de reduzir sua toxicidade é um dos principais obstáculos no combate à contaminação ambiental. Para resolver este problema, diferentes formas de tratamento vêm sendo testadas e discutidas, dentre as principais destacam-se: coagulação (MERZOUK *et al.*, 2011), adsorção (WASTI; AWAN, 2014), oxidação biológica (FU *et al.*, 2012), métodos fotocatalíticos (ROSA *et al.*, 2015), ozonização (WIJANNARONG *et al.*, 2013), uso de membranas (DASGUPTA *et al.*, 2015) e eletrocoagulação (PI *et al.*, 2014).

A técnica de eletrocoagulação vem de encontro a estas necessidades. Quando comparada com o processo de floculação convencional e com o processo de coagulação esta técnica apresenta, em teoria, a vantagem de eliminar as partículas coloidais, além de produzir uma menor quantidade de lodo residual. Além disso, esta técnica tem proporcionado resultados muito positivos na remoção de várias toxinas como os corantes (NAUMCZYK *et al.*, 1996), metais pesados (THAVEEMAITREE *et al.*, 2003) e compostos fenólicos (KÖRBAHTI; TANYOLA, 2003).

Desta forma, o objetivo geral deste trabalho foi realizar o tratamento de efluente têxtil utilizando a eletrocoagulação com eletrodos de aço inoxidável e comparar, por meio das características físico-químicas de cor, turbidez e DQO, com os resultados obtidos em tratamento similar com o uso de eletrodos de alumínio.

Para tanto, foram realizadas as seguintes etapas:

-
- Caracterização do efluente têxtil gerado na lavagem de jeans, determinando parâmetros como: pH, cor, turbidez, DQO (Demanda Química de Oxigênio), sólidos totais, sólidos suspensos.
 - Avaliação do reator de Eletrocoagulação utilizando eletrodo de aço inoxidável no estudo do espaçamento entre os eletrodos, o pH inicial do efluente e a corrente aplicada nas amostras durante os ensaios.
 - Avaliação da eficiência de tratamento nas melhores condições operacionais encontradas.
 - Avaliação da degradação dos eletrodos nas melhores condições do tratamento do efluente da indústria têxtil.
 - Comparação dos dados obtidos com as normas vigentes de disposição final de efluentes e os resultados apresentados na literatura.

Este trabalho foi estruturado em cinco capítulos. O primeiro deles é a Introdução, o qual aborda a ideia geral do estudo, bem como os caminhos tomados para a sua conclusão. O segundo é a Revisão Bibliográfica, que trata dos aspectos teóricos sobre os efluente em questão, sua fonte, e os possíveis métodos de tratamento, incluindo a Eletrocoagulação abordada neste trabalho e já estudados anteriormente por outros pesquisadores. Já o terceiro, Materiais e Métodos, descreve os procedimentos realizados durante os ensaios laboratoriais e os materiais utilizados durante todo o processo de tratamento. No quarto capítulo, Resultados e Discussões, são expostos todos os resultados obtidos a partir dos experimentos realizados e de suas análises com relação a sua eficiência e resultados esperados. Por fim, no último capítulo, Conclusões, foram expostas as análises dos resultados e sua comprovação de que houve ou não eficiência junto aos objetivos esperados.

CAPÍTULO 2

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Indústria Têxtil

A indústria têxtil foi, no Brasil, o estopim da revolução industrial e vem, desde então, contribuindo fortemente com a economia do país (BRITO, 2013).

A confecção de tecidos já existia no Brasil, mas foi a partir do século XX que esse setor teve seu maior crescimento devido às atividades industriais. Esse crescimento vetorial trouxe a necessidade de novos métodos de produção e, conseqüentemente, novos produtos (BELTRAME, 2000). Paralelo ao crescimento industrial, as primeiras tendências de moda afluíram, forçando as empresas têxteis a desenvolverem novos tecidos, novos cortes e, principalmente, novas cores (IMMICH, 2006).

Com a implantação desses novos processos e a alta demanda de produção, as fábricas pouco se importaram com a grande concentração de efluente gerado no processo e, principalmente, com o destino que a ele era dado (VAZ, 2010). E o acúmulo desse efluente nos corpos d'água, em diversos locais, deu origem a sérios problemas ambientais que até os dias atuais impactam no meio ambiente.

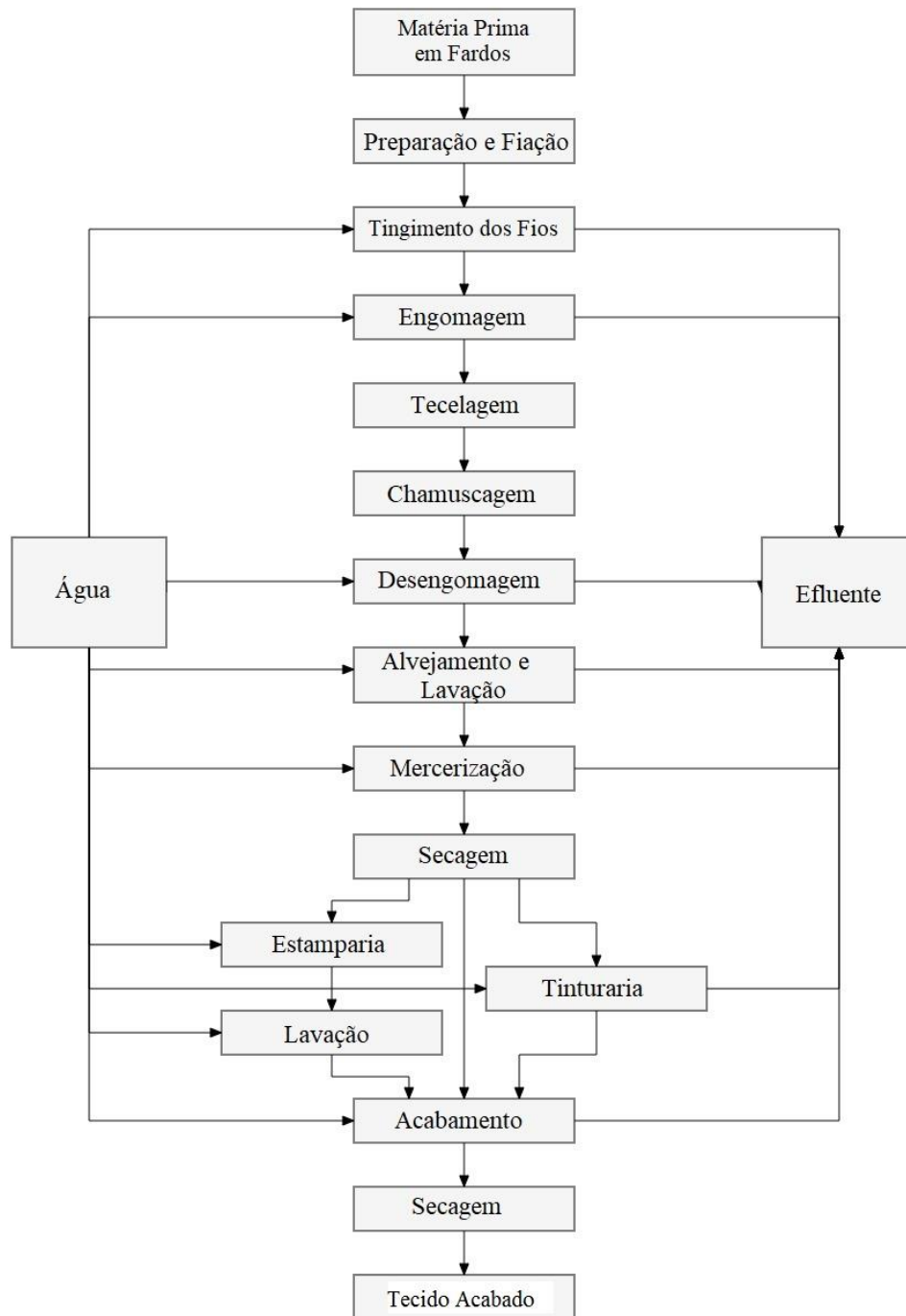
As empresas desse setor no Brasil, apesar de faturarem como empresas grandes, são, na maioria dos casos, de médio e pequeno porte e se concentram, principalmente, nas regiões sudeste, sul e nordeste (BELTRAME, 2000).

O Brasil encontra-se entre os dez maiores produtores de fios do planeta, tendo como principal matéria prima o algodão. Segundo dados da Associação Brasileira da Indústria Têxtil (ABIT, 2017), o setor têxtil do Brasil é composto por 29 mil empresas formais em toda a cadeia produtiva e representa 16,7% dos empregos e 5,7% do faturamento da Indústria de Transformação. A indústria têxtil tem destaque mundial em questão de números de produção e de trabalhadores, assim como é caracterizada pelo seu consumo grande de água, corantes e produtos químicos em sua linha de produção, consumindo cerca de 100 m³ de água na produção de 1 tonelada de tecido (AMARAL *et al.*, 2018).

É um consenso entre autores como Beltrame (2000) e Quadros (2005) que a produção têxtil é um conjunto de processos que dão origem ao tecido. Entre esses processos estão o

beneficiamento de algodão, a engomagem, a tecelagem, a chamuscagem, a mercerização, a malharia e o tingimento. Na Figura 1 está esboçado um fluxograma do processo de produção de tecidos de algodão, evidenciando os pontos de maior consumo de água e de grande geração de efluentes.

Figura 1 - Fluxograma do processo industrial de produção de tecido de algodão.



Fonte: Adaptado de PERES; ABRAHÃO, 1998.

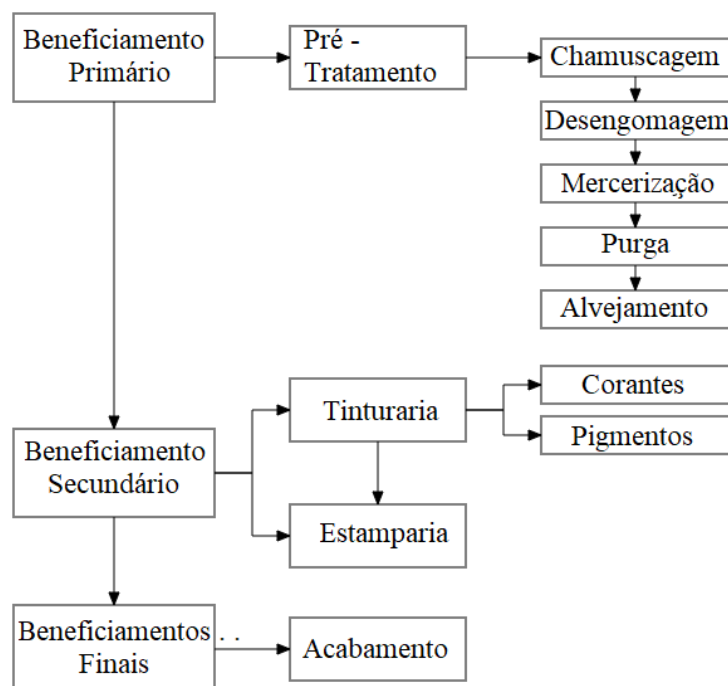
O sistema de produção têxtil consome altos volumes de água que tem a finalidade de transportar reagentes que são introduzidos no processo, gerando efluentes de maneira intensiva. Esses efluentes, quando não tratados corretamente, são nocivos ao meio ambiente.

2.1.1. Etapas do processo de produção do tecido

- **Fiação:** A fiação é a etapa de processamento dos fios, transformando a fibra crua em tecido não acabado a partir de um processo basicamente mecânico, e sem geração de efluentes, por meio das quais as fibras são abertas, limpas e orientadas de tal modo que se prendam umas às outras por atrito (ARAÚJO; CASTRO, 1984). As fibras têxteis são classificadas em naturais, que são de origem animais (seda, lã), vegetais (algodão, juta, cânhamo, linho, rami, sisal) e mineral (amianto); e sintéticas, que por sua vez, dividem-se em polímeros naturais (raion viscose, raion acetato) e polímeros sintéticos (acrílico, elastano, poliamida, poliéster).
- **Tecelagem:** Define-se tecelagem como sendo o processo pelo qual se produzem tecidos (ARAÚJO; CASTRO, 1984). Há três tipos de tecelagem: as de tecidos planos, os quais são muito utilizados na indústria de vestuários e são obtidos pelos entrelaçamentos conjuntos de fio no sentido longitudinal e transversal (BELTRAME, 2000); as de tecidos de malha, nos quais o entrelaçamento dos fios são feitos em forma de malhas (BELTRAME, 2000); e as de tecidos não tecidos, os quais são estruturas planas, flexíveis e porosas constituídas de véu de fibras ou filamentos naturais ou manufaturados (BASTIAN, 2009).
- **Beneficiamento:** Para Freitas (2002), o beneficiamento têxtil consiste em um conjunto de processos aplicados aos materiais têxteis objetivando transformá-los, a partir do estado cru, em artigos brancos, tintos, estampados e acabados. Assim, são compreendidas no processo de beneficiamento todas as etapas de transformação do tecido relacionadas à aparência, aumento da resistência, toque e capacidade de absorção de água (BELTRAME 2000).

Na Figura 2, é possível observar os níveis de beneficiamento bem como os processos envolvidos em cada um.

Figura 2 - Fluxograma do processo de beneficiamento



Fonte: BELTRAME, 2000; IMMICH, 2006.

a) Beneficiamento primário ou pré-tratamento

A etapa corresponde aos tratamentos cuja função é eliminar óleos, ceras, pigmentos, marcações e sujeiras adquiridas durante os processos de fiação e tecelagem dos tecidos (IMMICH, 2006). São basicamente os procedimentos que têm por finalidade eliminar as impurezas do produto têxtil, a fim de prepará-lo para os processos químicos subsequentes (BELTRAME, 2000).

- *Chamuscagem*: Fase em que ocorre a queima de fibrilas (pontas de fibras salientes) de fios e tecidos, a fim de obter um aspecto mais uniforme e uma superfície mais lisa (ABQCT, 2007).
- *Desengomagem*: É nesta fase que são eliminados os engomantes (utilizados para aumentar a rigidez e a resistência dos fios) (ABQCT, 2007; BELTRAME, 2000).
- *Mercerização*: Criada por John Mercer em 1848, a mercerização consiste na aplicação a frio de soda cáustica em solução concentrada cuja finalidade, segundo Beltrame (2000) é a de conceder ao produto brilho, resistência e absorção de águas e corantes.

- *Purga ou cozimento alcalino*: Utilizado em produtos com grande carga poluidora, tem por finalidade retirar graxas, ceras e óleos que empreguaram no tecido durante a tecelagem.
- *Alveamento*: Processo cuja função é remover a coloração amarelada de fibras naturais. Essa etapa se faz necessária se o tecido acabado for de coloração branca ou tinto em cores claras (ABQCT, 2007).

b) Beneficiamento secundário

O beneficiamento secundário engloba todos os processos relacionados à atribuição de cor ao substrato têxtil.

- *Tinturaria*: É o processo de aplicação de corantes e pigmentos a fios e tecidos, a fim de modificar a sua coloração (BELTRAME, 2000).
- *Estamparia*: Em contraposição ao tingimento, a estamparia produz cores ou desenhos por toda ou em algum ponto da extensão física do produto têxtil. Esse tipo de beneficiamento exige uma variedade de técnicas e tipos de equipamentos, uma vez que cada cor deve ser aplicada separadamente (BELTRAME, 2000; FREITAS 2002).

c) Beneficiamento final ou acabamento

Essa etapa pode ser realizada por tratamento mecânico ou químico no substrato têxtil, a fim de melhorar suas características (FREITAS, 2002).

Beltrame (2000) lista alguns resultados esperados na etapa, e as resinas insolúveis aplicadas para a obtenção dos mesmos, entre elas proporcionar um aspecto de cetim, ao utilizar ácidos graxos ou ceras; aumentar a resistência, com a aplicação de resina polimérica; utilizar um antibactericida à base de formol, a fim de evitar ataques microbiológicos; impermeabilização; etc.

2.2. Corantes Utilizados na Indústria Têxtil para Beneficiamento

De acordo com Korbahti e Tanyola (2003), os corantes têxteis são substâncias químicas utilizadas para colorir os materiais têxteis pela impressão às fibras, fios e tecidos, e por ter sua fixação relativamente baixa, resulta em efluentes com forte coloração, e difíceis de serem tratados.

Os corantes podem ser classificados como ácidos, básicos, diretos, dispersos, azoicos, reativos e sulfurosos. Existem mais de 100.000 corantes comercialmente disponíveis com uma produção anual estimada em mais de 7105 toneladas (ROBINSON *et al.*, 2001).

- **Corantes Reativos:** São corantes que contêm um grupo reativo capaz de formar ligação covalente com grupos hidroxilas das fibras celulósicas, com grupos amino, hidroxila e tióis das fibras proteicas e, também, com grupos amino das poliamidas.
- **Corantes a Cuba:** É uma classe de corantes baseada nos índigos, tioindigóides e antraquinóides. São aplicados praticamente insolúveis em água, porém durante o processo de tintura são reduzidos com ditionito (hidrossulfito de sódio), em solução alcalina, transformando-se em um composto solúvel (forma leuco). Posteriormente, a oxidação pelo ar, ou mais comumente, peróxido de hidrogênio, regenera a forma original do corante sobre a fibra, tornando-o insolúvel novamente.
- **Corantes Diretos:** São compostos solúveis em água, capazes de tingir fibras de celulose (algodão, viscose, etc.) por meio de interações de Van der Waals. A afinidade do corante é aumentada pelo uso de eletrólitos, pela planaridade na configuração da molécula do corante ou a dupla-ligação conjugada que aumenta a adsorção do corante sobre a fibra. Esta classe de corante é caracterizada principalmente por corantes contendo mais de um grupo azo (diazó, triazo, etc.) ou pré-transformados em complexos metálicos.
- **Corantes Azóicos:** É uma classe de compostos coloridos, insolúveis em água, que são sintetizados sobre a fibra durante o processo de tingimento. Nesse processo a fibra é impregnada com um composto solúvel em água, conhecido como agente de acoplamento (naftol) que apresenta alta afinidade por celulose. A adição de um sal diazônio (RN_2^+) provoca uma reação com o agente de acoplamento fixados na fibra e forma um corante insolúvel em água.

- Corantes de Enxofre: Caracterizam-se por compostos macromoleculares com pontes de polissulfetos (Sn-), os quais são altamente insolúveis em água. São aplicados após pré-redução em banho de ditonito de sódio que lhes confere a forma solúvel. São reoxidados subsequentemente sobre a fibra pelo contato com o ar. Estes compostos têm sido utilizados principalmente na tintura de fibras celulósicas, conferindo cores como: preto, verde oliva, azul marinho, marrom, apresentando boa fixação. Entretanto, o tingimento com estes corantes usualmente apresenta resíduos tóxicos.

De modo geral, a degradação realizada de maneira incompleta tem sido o problema mais agravante dos corantes acima citados, ainda mais considerando a possível geração de subprodutos altamente tóxicos ao homem e ao meio ambiente. Pajootan *et al.* (2012) argumentam ainda que os efluentes têxteis com forte coloração e alta toxicidade lançados nos ecossistemas causam modificações químicas e biológicas, ocasionando um extremo consumo do oxigênio dissolvido.

Corroborando, Merzouk *et al.* (2011) mencionam que os corantes são utilizados em excesso, especialmente a classe dos corantes dispersos. Por apresentar compostos orgânicos não-iônicos praticamente insolúveis aplicados em soluções aquosas, necessitam de técnicas de remoção com elevado consumo de água. Como consequência, mais de 40% da quantidade de corante não é fixada às fibras têxteis, contribuindo para a poluição estética da água, conforme Khandegar e Saroha (2013) afirmam em seus estudos. Mesmo em pequenas concentrações, a solubilidade dos gases e a transparência da água são afetadas pela presença dos corantes. Por essa razão, a remoção de cor dos efluentes têxteis tem sido considerada relativamente mais importante do que a remoção de substâncias solúveis incolores orgânicas, que usualmente contribuem com a maior fração de DBO.

2.3. Efluente Têxtil

A indústria têxtil, quando tem por finalidade o processamento de fibras, caracteriza-se por um uso intensivo de água que, combinado os elementos químicos do beneficiamento como: aditivos de cor, gorduras, ceras, PVA etc., dão origem aos chamados efluentes têxteis (ANDRADE *et al.*, 2000).

Segundo Merzouk *et al.* (2011), os efluentes têxteis se caracterizam pela alta concentração de compostos orgânicos biodegradáveis e não biodegradáveis, sais dissolvidos e sólidos suspensos. Além disso, esses despejos podem apresentar forte coloração, grandes variações de pH (entre 2 e 12) e, algumas vezes, altas temperaturas.

Para Rosa (2013), esses resíduos líquidos são provenientes basicamente das etapas de preparação, tingimento, estamparia e acabamento, e caracterizam-se por extrema variação de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e por elevada presença de sólidos totais (ST). Rosa (2013) ainda afirma, embasado nas conclusões de Correia (2009), que a resistência à biodegradação de efluentes têxteis está totalmente ligada à alta concentração de corantes, uma vez que há uma média de 12,5% que não se fixa ao tecido e são perdidos em forma de efluente. De fato, os efluentes líquidos da indústria têxtil são altamente coloridos, como resultado, principalmente, dos diferentes tipos de corantes que são aplicados nas operações de tingimento.

Estudos de biodegradabilidade indicam a possibilidade de redução da DBO e DQO dos efluentes de tingimento por tratamento biológico. No entanto, a remoção da cor é baixa, já que a maioria das moléculas de corante não são biodegradáveis.

Cisneros *et al.* (2002) apresentam ainda que efluentes têxteis possuem uma grande quantidade de metais pesados como Cr e Cu e compostos orgânicos diversos, além de apresentarem pH variável, altas temperaturas, coloração pesadas e grandes concentrações de DQO.

No Brasil, as indústrias têxteis têm um papel significativo quando são interligadas aos aspectos ambientais. As operações de limpeza, tingimento e acabamento em uma indústria têxtil dão origem a um grande volume de efluentes (SALES, 1999). A recirculação desses rejeitos e recuperação dos produtos químicos e subprodutos constituem os maiores desafios enfrentados pela indústria têxtil, com o objetivo de reduzir os custos com o tratamento de seus rejeitos.

2.3.1. Característica dos efluentes têxteis

A carga poluidora dos efluentes líquidos provenientes da indústria têxtil pode ser classificada da seguinte maneira:

2.3.1.1. Sólidos sedimentáveis (SS)

Sólidos sedimentáveis é o termo empregado ao material de uma determinada amostra que se sedimenta após um dado período de tempo, ou seja, o teor de SS é uma medida aproximada da quantidade de lodo que sedimentará. Segundo Ströher (2010), os valores dos SS podem variar muito dependendo de fatores como tipo de processo de beneficiamento aplicado, tipo de fibra, tipo de tecido, tipo de tratamento, etc. Em geral, estes valores encontram-se abaixo de 50 mL/L.

2.3.1.2. Metais pesados

Os metais pesados existentes no efluente têxtil provêm principalmente dos corantes. Os corantes dispersos, de maneira geral, apresentam teores maiores de metais pesados do que os corantes reativos e diretos. Mas estes teores dependem da cor considerada. Os principais metais pesados ligados a corantes são o cobre (Cu), cromo (Cr), cobalto (Co) e níquel (Ni) em quantidades compreendidas entre 2 a 5% (SANIN, 1997).

Alguns produtos auxiliares também podem possuir contaminação por metais, como o sulfato de sódio, muito usado em tingimento reativos, que possui até 20 ppm de ferro e 0,03 ppm de zinco, como impureza. Segundo Ströher (2010), o cádmio é praticamente ausente nos efluentes têxteis e o mercúrio pode estar presente em poucas quantidades (provenientes de soda cáustica e ácido clorídrico produzidos por eletrodos de mercúrio); cromo, cobalto e cobre podem chegar aos efluentes, dependendo do processo de tingimento usado.

2.3.1.3. Hidrocarbonetos

Os processos de engomagem e acabamento dos tecidos podem apresentar uma certa carga de hidrocarbonetos provenientes de solventes e corantes orgânicos ou até mesmo de pigmentos inorgânicos. Os hidrocarbonetos permanecem nos efluentes industriais e conferem características de toxicidade aos mesmos.

2.3.1.4. Compostos orgânicos halogenados

Os compostos orgânicos halogenados, que geralmente são medidos por meio do parâmetro AOX (compostos orgânicos halogenados adsorvíveis em carvão ativado), compõem uma gama de substâncias diferentes, como hidrocarbonetos clorados, PVC, pigmentos verdes (não tóxicos), fenóis clorados (tóxicos), etc. As principais fontes no processo produtivo são o alvejamento, tingimento de fibras sintéticas e corantes reativos (contendo cloro) (STRÖHER, 2010).

2.3.1.5. Detergentes e agentes tensoativos

Os detergentes mais usados no processo têxtil são os do tipo ABS (alquil benzeno sulfonatos), nos quais as moléculas se caracterizam por ligações químicas do tipo sulfônico, em que o enxofre se encontra diretamente ligado ao carbono da cadeia orgânica, altamente resistente à ação química ou biológica. Os detergentes biodegradáveis também apresentam o fósforo na sua composição, o que favorece o processo de eutrofização (BELTRAME, 2000).

Na indústria têxtil, os tensoativos que possuem nove moles de óxido de etileno são os mais frequentemente utilizados. Os agentes tensoativos (detergentes, emulsionantes e dispersantes) podem ser os principais responsáveis pela toxicidade dos efluentes têxteis, e, por esta razão, a necessidade de um critério rigoroso na escolha dos mesmos. Segundo Freitas (2002), a maioria dos auxiliares de tingimento utilizados nas indústrias têxteis são formulações à base de tensoativos. São substâncias constituídas por uma parte hidrofílica (polar) e uma parte hidrofóbica (apolar); estas substâncias têm a propriedade de reduzir a tensão superficial dos líquidos (DALTIM, 2011).

2.3.1.6. Temperatura

A temperatura é um parâmetro importante para a classificação do efluente, pois influencia na quantidade de oxigênio presente na água. Salvo nos meses de verão, devido ao calor específico da água, a temperatura do efluente é maior que a do ar. Além disso, os tanques de despejo de efluente costumam ser aquecidos.

A elevação da temperatura torna o oxigênio menos solúvel (a água a 0°C contém uma concentração, quando saturada, de 14 mg/L de oxigênio, a 20°C a concentração é de 9 mg/L e a 35°C é menor que 7 mg/L) (BRAILE; CAVALCANTI, 1993).

2.3.1.7. Alcalinidade e acidez volátil

Responsável por determinar a qualidade dos despejos uma vez que identifica os reagentes químicos presentes no meio.

Muitas bactérias utilizadas em tratamento biológico são sensíveis a variações de pH além dos limites de 6,0 a 9,0. Também a fotossíntese pode ser reduzida pela elevação acentuada do pH (BELTRAME, 2000).

2.3.1.8. Cor

A cor de um efluente pode estar relacionada com o período desde o qual o efluente foi gerado. Efluentes novos ou recentes apresentam, geralmente, uma cor clara, cinza acastanhada. Com o tempo, há um aumento da concentração e de condições anaeróbias e a cor se torna cinza, cinza escuro e em último estágio preta (METCALF; EDDY, 1991).

Como em efluentes têxteis a presença de corante é eminente, a cor apresentada pode variar de forma mais acentuada. Essa presença de cor no efluente, além de poluir visivelmente o ambiente, ainda não deixa que a luz transpasse o efluente para que as algas possam fazer a fotossíntese.

A remoção de cor de efluentes tem como base processos de coagulação e precipitação de corantes. Segundo Hassemer (2000), a escolha do processo ou da sequência do processo de tratamento, depende de uma série de fatores como características do efluente bruto, qualidade do efluente após o tratamento, custos, disponibilidade de área e de tecnologia.

2.4. Legislação Brasileira - Padrões de Lançamento de Efluentes Líquidos

Segundo a resolução nº 430 de 13 de maio de 2011 que complementa e retifica o Art. 34 “Resolução CONAMA nº 357, de 17 de Março de 2005”, os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o

devido tratamento e desde que obedecem às condições padrões e exigências dispostas nesta Resolução e em outras normas aplicáveis. A legislação brasileira estabelece, também, que estados e municípios cujas restrições sejam superiores às próprias legislações, possam ter suas próprias leis.

A Tabela 1 apresenta as exigências da Legislação Federal (CONAMA).

Tabela 1 - Exigências para lançamento de efluentes líquidos têxteis - direto e indireto

Parâmetro	Unidade	Art.1Res.COMANANA 2005
pH		5,0 - 9,0
Temperatura	°C	<40
Material sedimentável	mL/L	<1,0
Material flutuante	mg/L	Ausente
Fe	mg/L	15
As	mg/L	0,5
B	Mg/L	5
Ba	mg/L	5
Cd	mg/L	0,2
Pb	mg/L	0,5
Cu	mg/L	1,0
Cr VI	mg/L	0,1
Cr III	mg/L	1,0
Ni	mg/L	2,0
Ag	mg/L	0,1
Se	mg/L	0,30
Zn	mg/L	5,0
F-	mg/L	10,0
CN-	mg/L	0,2
SO ₃ -2	mg/L	1,0
S-2	mg/L	1,0
OG mineral	mg/L	20
Fenóis	mg/L	0,5
Tricloro-eteno	mg/L	1,0
Tetraclo-roeteno	mg/L	1,0
Tetraclo-rometano	mg/L	1,0
Dicloro-eteno	mg/L	1,0

Fonte: Adaptado de Resolução 430, publicada em 2011.

Em função das experiências acumuladas em várias estações de tratamento de efluentes líquidos de indústrias têxteis, indicam-se alguns parâmetros de qualidade de efluentes finais factíveis de alcance, quais sejam o de DQO de 200 mg/L, DBO_{5,20} de 93% (eficiência) e Cor de 75 mg/L PtCo (aparente) (CPRD, 2003).

2.5. Métodos de Tratamento do Efluente Têxtil

Conforme mencionado anteriormente, a descarga de efluentes têxteis nos corpos d'água tem potencializado os riscos à saúde das pessoas, os quais estão associados à entrada de componentes tóxicos nas cadeias alimentares de animais e seres humanos. Desta maneira, existem métodos de tratamento de efluentes têxteis que contribuem, de certa forma, para que o problema seja amenizado e não interfira de forma direta na escassez de minas de água doce no mundo.

Segundo Lagunas (1998), os tipos de tratamento podem ser separados como:

- **Métodos Físicos:** É um tratamento inicial onde os resíduos maiores do efluente são removidos, uma vez que o método físico visa proteger as tubulações e equipamentos dos processos seguintes. Nesse método são utilizadas grades, peneiras simples ou rotativas, filtros, tanques de remoção de óleos e graxas, decantadores, entre outros.
- **Métodos Físico-Químicos:** São utilizados na remoção de matéria orgânica e coloidal, cor, turbidez, odores, ácidos e álcalis. O processo de neutralização dos despejos é uma etapa importante, uma vez que a variação do pH influencia nos tratamentos posteriores. Com a decantação das partículas suspensas no efluente, objetiva-se obter um bom nível de redução da carga orgânica (DBO), temperatura e em alguns casos, coloração, a níveis aceitáveis para despejos conforme a legislação vigente. Os processos físico-químicos mais usados são a coagulação, a floculação, a precipitação, a oxidação.
- **Métodos Biológicos:** Esses processos visam aproveitar o metabolismo dos seres vivos existente no corpo hídrico de despejo, que transformam a carga orgânica despejada em material celular. O problema relacionado ao despejo é que quando o efluente, não tratado devidamente, é depositado no corpo d'água ocorre um aumento de nutrientes e uma diminuição de oxigênio, causando assim um desequilíbrio. As estações de tratamento biológico procuram evitar esse desequilíbrio, ao remover a carga de nutrientes na própria estação.

Existe uma gama de processos para o tratamento de efluentes que podem ser estudados e aplicados de maneira individual dependendo da relação custo-benefício para determinado

efluente. A coagulação química, por exemplo, que apesar de ser o processo de tratamento mais utilizado para efluentes têxteis, exige produtos químicos, gera uma alta quantidade de lodo (resíduo sólido) (LIN; CHEN, 1997; DASGUPTA *et al.*, 2015) e ainda concentra um remanescente de sólidos dissolvidos no efluente tratado (DASGUPTA *et al.*, 2015). A adsorção, que é um processo com um custo elevado devido à utilização de adsorventes comerciais e ainda demanda um tempo maior de tratamento (MONDAL *et al.*, 2013). A degradação biológica que exige um pré-tratamento para a eliminação de corantes (PI *et al.*, 2014). E o processo de membranas que, além dos problemas de incrustação, ainda tem um alto custo (ROBINSON *et al.*, 2001).

Um dos processos que vem ganhando espaço no tratamento de efluentes têxteis é o eletrolítico, principalmente por apresentar um desempenho promitente na remoção de metais pesados (THAVEEMAITREE *et al.*, 2003), resíduos de petróleo (GOTSI *et al.*, 2005), compostos fenólicos (KÖRBAHTI; TANYOLA, 2003) e corantes têxteis (NAUMCZYK *et al.*, 1996).

2.5.1. O processo eletrolítico

Caracterizado por ser um método físico-químico, vários são os nomes associados ao processo eletrolítico. Para Crespilho e Rezende (2004), a eletrofloculação é também chamada de eletrocoagulação ou eletroflotação. Especificamente, a eletroflotação trata-se de um processo eletroquímico baseado na geração de bolhas de gás (geralmente, O₂ ou H₂), via eletrólise das moléculas de água, independente do material utilizado, estas bolhas são responsáveis pelo transporte das partículas coaguladas até a superfície e, com isto, substituem os aditivos flocculantes, eliminando todos os resíduos poluidores do processo. Há a formação de uma camada de espuma, cuja espessura aumenta com o decorrer do tratamento, que é chamada de sobrenadante, ou seja, a eletrofloculação é a combinação dos processos de eletrocoagulação e eletroflotação (MENESES *et al.*, 2012). Em outras palavras, a eletrocoagulação (EC) envolve a geração *in situ* de agentes coagulantes quando são utilizados eletrodos passivos, não havendo a necessidade da adição de produtos químicos (MARTINS, 2017).

Diversos estudos foram realizados na área de eletrólise nos últimos anos, e esses estudos vêm apresentando bons resultados quando se fala em eficiência da eletrocoagulação

aplicada aos processos de remoção de partículas sólidas dispersas nas águas e efluentes. Além da remoção de DQO, ela promove a quebra de emulsões de óleo e água e a remoção de metais (MARTINS, 2017).

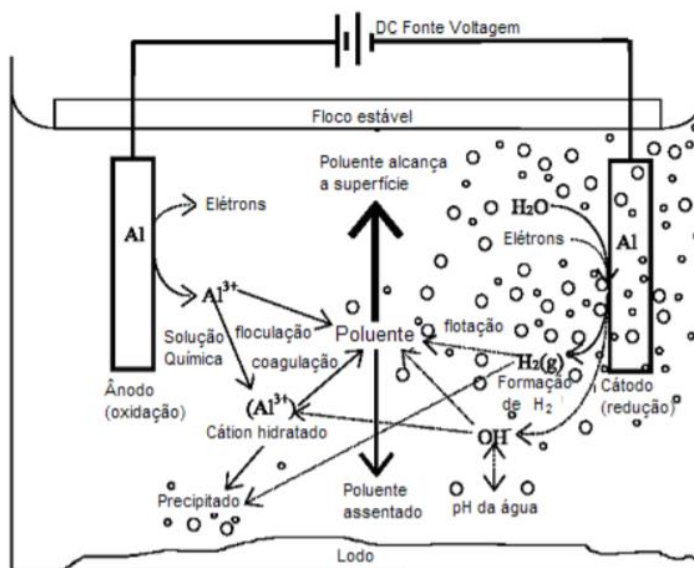
A tecnologia de tratamento físico-químico pelo processo eletrolítico é uma alternativa promissora para o atendimento à legislação ambiental. Esta alternativa possibilita ampliar a capacidade de tratamento dos sistemas físico-químicos tradicionais, pois utiliza os mesmos fundamentos básicos de coagulação-floculação e adicionalmente disponibiliza elementos que potencializam o método pela geração de oxigênio e hidrogênio nas reações de eletrólise, formando um fluxo ascendente de microbolhas que interagem com todo efluente presente no interior do reator eletrolítico, sendo este, submetido intensamente às reações de oxidação e redução, facilitando a floculação e a flotação da carga poluidora existente, aumentando a eficiência do processo de tratamento (CERQUEIRA; MARQUES, 2011).

A eletrocoagulação acontece quando o ânodo de sacrifício sofre a oxidação liberando íons metálicos e o cátodo sofre a redução, ocorrendo a formação do íon hidroxila, através da hidrólise da água. Os íons metálicos combinam-se com os íons hidroxila, formando os compostos hidróxidos metálicos, que favorecem a formação de flocos por desestabilização dos contaminantes ou partículas suspensas. Os flocos formados podem ser separados do líquido por sedimentação ou flotação dependendo da densidade do floco (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

2.5.1.1. Fundamentos do processo de eletrofloculação

Os dispositivos de eletrofloculação simples são compostos por eletrodos que possuem polaridades diferentes, alguns ânodo e outros cátodo. Quando uma voltagem é aplicada, o ânodo é oxidado e o cátodo reduzido, fazendo com que ocorra a geração eletroquímica do agente coagulante. O material de carga positiva pode reagir com as cargas negativas da solução, ocorrendo a hidrólise da solução, liberando o hidróxido, um dos maiores responsáveis pelo tratamento do efluente. A Figura 3 apresenta a representação esquemática de um dispositivo de eletrofloculação utilizando eletrodos de alumínio.

Figura 3 - Interações observadas durante a eletrocoagulação utilizando eletrodos de alumínio



Fonte: HENRIQUES, 2004.

Mansour *et al.* (2007) relataram que a eletrocoagulação foi primeiramente proposta por Elmore no ano de 1904 para a flotação de minerais valiosos. Este é um processo simples que consiste na flotação de partículas de interesse para a superfície de um efluente líquido por meio de microbolhas geradas pela eletrólise da própria solução aquosa. O processo de eletrólise acontece quando, no mínimo, dois eletrodos ou condutores elétricos ficam espaçados entre si e submersos em um eletrólito contido em uma célula unitária. Quando os eletrodos são ligados forma-se um campo elétrico entre eles em função da diferença de potencial entre os eletrodo e é este campo elétrico que permite a oxidação ou redução dos íons (MOLLAH *et al.*, 2001).

Para Claro *et al.* (2010), o mecanismo da eletrofloculação é altamente dependente da química do meio aquoso, especialmente a condutividade. Além disso, outras características, tais como pH, tamanho da partícula e concentrações dos constituintes influenciam também o processo.

Em 2010, Camboim realizou ensaios com eletrodos de aço inox, ferro e alumínio para verificar a eficiência da eletroflotação na remoção da cor do efluente. O eletrodo de alumínio apresentou uma remoção da cor em torno de 92%, enquanto que o eletrodo de aço inox teve um rendimento inferior, cerca de 30% na remoção da cor do efluente.

A avaliação da eficiência na redução de cor, turbidez e DQO de efluente têxtil com eletrodos de ferro e alumínio foi realizada por Cerqueira (2006). Com a utilização de uma

intensidade de 3 A para o eletrodo de alumínio, houve uma redução de 70% DQO, 81% de cor e 93% de turbidez. Quando a intensidade foi aumentada para 5 A, houve uma queda de 9% de DQO, aumento de 14% em relação à cor e aumento de 3% em relação à turbidez, se comparada à intensidade de 3 A.

Pereira (2007) aplicou a eletroflotação em efluentes têxteis utilizando eletrodos de alumínio e concluiu que a eficiência na remoção de cor está diretamente ligada às características do efluente. Isto porque nas mesmas condições de operação, uma efluente levou 40 minutos para atingir a cor desejada, enquanto que outro efluente levou 4 horas para atingir apenas 50% na remoção desejada. Já Floss e Callegaro (2011) fizeram uso de eletrodos de ferro para o tratamento de efluente têxtil e avaliaram o pH, o tempo de reação e a intensidade de corrente.

Estudos de Meneses *et al.* (2012), Alexandre (2015) e Souza (2016), concluíram que o pH do efluente no reator de eletroflotação é um fator operacional importante que influencia na performance do processo eletroquímico. Meneses *et al.* (2012), observaram que ocorreu um aumento do pH do efluente durante o processo de eletrocoagulação/flotação. Esse aumento do pH foi atribuído à evolução do hidrogênio no catodo. Mohouchen *et al.* (2008) ainda verificaram que em processo de eletrocoagulação em soluções altamente ácidas (pH 2) ou alcalinas (pH 12), o pH permanece inalterado. Para Chen *et al.* (2000), o aumento de pH pode ter ocorrido a partir de outros mecanismos, como a transferência de CO₂, uma vez que este é super saturado em eletrólito aquoso ácido e pode ser liberado do meio devido à agitação causada pelas bolhas de H₂, causando então o aumento do pH.

Segundo Valero *et al.* (2008), Alexandre *et al.* (2014) e Palácio *et al.* (2015), a eletrofloculação, em que um reator eletroquímico é o centro das reações de eletrólise, pode ser considerada uma técnica eficiente que pode remover cerca de 90% do corante em efluentes sintéticos (VALERO *et al.*, 2008). Para Mollah *et al.* (2001), se comparada com outras técnicas de tratamento de efluentes, a eletrofloculação possui algumas vantagens, principalmente pela simplicidade de equipamentos, fácil remoção dos flocos, aglutinação de coágulos menores e remoção de compostos recalcitrantes.

E apesar da eletrocoagulação ter custo um tanto elevado, muitas pesquisas estão sendo realizadas e resultados promissores fazem a aplicação desta tecnologia viável em escala industrial (RASCHITOR *et al.*, 2014). Outro fator capaz de baratear os custos operacionais, conforme recentes estudos, é a recuperação do hidrogênio no seu processo e a sua utilização como uma fonte de energia verde (PALÁCIO *et al.*, 2015).

2.5.1.2. Reator

Em 1909 nos EUA, J. T. Harries patenteou um reator para o tratamento de efluentes por eletrólise com eletrodos de alumínio e ferro e a eletrocoagulação de água potável usando eletrodos de alumínio foi alcançada pela primeira vez nos EUA (MOLLAH *et al.*, 2001). Geralmente, eletrodos de alumínio, ferro ou aço inoxidável são usados em uma célula eletroquímica que atua como reator.

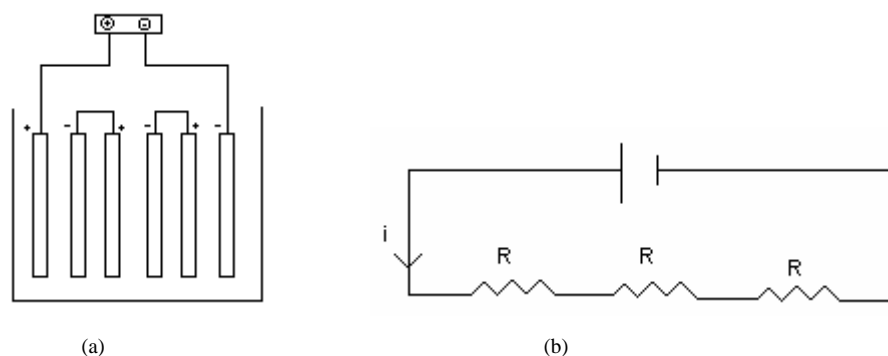
Em sua forma mais simples, um reator de eletrocoagulação é uma célula eletrolítica que contém apenas um ânodo e um cátodo. Este tipo fácil de experimento explica o grande número de tratamentos de resíduos que raramente são desenvolvidos em uma escala maior. Para aumentar a capacidade de tratamento de um processo de eletrocoagulação, a superfície do eletrodo deve ser aumentada. Uma maneira é o uso de mais eletrodos no reator. No entanto, para se obter as melhores condições operacionais de um reator de bancada faz-se necessário, além de estudos, levantar quais as variáveis são pertinentes ao funcionamento do reator, como também a caracterização do efluente, considerando que esta caracterização é um pré-requisito para um tratamento estratégico aceitável para efluentes industriais (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

Os reatores podem possuir também diversas geometrias, mas as usuais são as monoplares, que podem ser divididas em arranjo em série ou em paralelo.

Segundo Mollah *et al.* (2001), no arranjo em série, cuja resistência é maior do que no arranjo em paralelo, é necessária uma maior diferença de potencial para uma mesma corrente fluir em todos os eletrodos.

No arranjo em paralelo, a corrente elétrica é dividida entre as placas e o conjunto dos eletrodos de sacrifício se conecta internamente com cada um, sem que haja contato com eletrodos de fora. A Figura 4 apresenta, de forma esquemática, o arranjo monopolar em série.

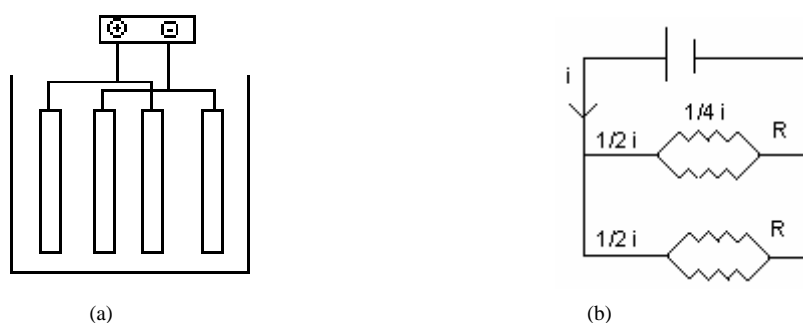
Figura 4 - Desenho esquemático dos arranjos dos eletrodos (a) Reator em batelada com eletrodos monopolares conectados em série. (b) Diagrama elétrico do arranjo monopolar em série



Fonte: MOLLAH *et al.*, 2004.

O arranjo de eletrodos monopolares com células em série é eletricamente similar a uma célula única com muitos eletrodos e interconexões. Para esse tipo de reator é requerido o uso de eletrodos com grandes áreas superficiais. Segundo Mollah *et al.* (2004) e Crespilho e Rezende (2004), no arranjo em série, existe uma resistência maior do que no arranjo em paralelo, por isso, é necessária uma maior diferença de potencial para uma mesma corrente fluir em todos os eletrodos. A Figura 5 apresenta arranjo esquemático de um monopolar em paralelo.

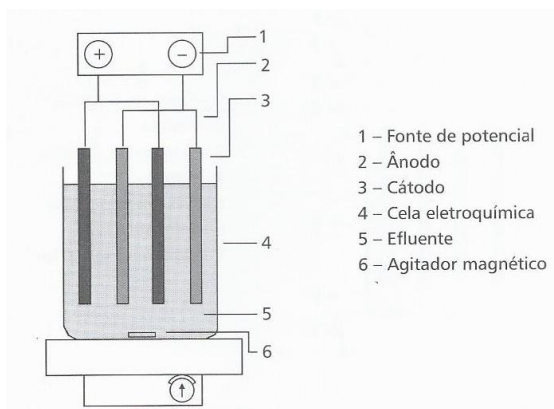
Figura 5 - Desenho ilustrativo dos arranjos dos eletrodos (a) Reator em batelada com eletrodos monopolares conectados em paralelo. (b) Diagrama elétrico do arranjo monopolar em paralelo



Fonte: MOLLAH *et al.*, 2004.

Nesta configuração, a corrente elétrica é dividida entre as placas, e o conjunto dos eletrodos de sacrifício se conecta internamente com cada um, sem que haja contato com eletrodos de fora. Conforme pode ser observado na Figura 6.

Figura 6 - Desenho esquemático de um reator de eletroflotação em escala de bancada com eletrodos monopolares conectados em paralelo



Fonte: CRESPILO; REZENDE, 2004.

2.5.1.3. Eletrodos

O eletrodo é um terminal utilizado pra ligar um circuito elétrico a uma solução aquosa. Existem dois tipos de eletrodos, os reativos, que não estão imunes ao processo e sofrem desgastes ao longo do mesmo seja por oxidação ou redução (ferro, alumínio, cobre), e os inertes, que não sofrem desgastes com a passagem de corrente elétrica (titânio, platina, aço inoxidável e grafite) (KUMAR *et al.*, 2004).

Assim como em outros processos, a EC também encontra suas dificuldades. Uma delas é o desgaste do eletrodo de sacrifício que, combinado com a corrente contínua aplicada no processo, cria uma partícula isolante no cátodo, o que resulta em uma resistência ao fluxo de corrente e, conseqüentemente, uma queda de eficiência na célula eletrolítica (KHANDEGAR; SAROHA, 2013)

a) Desgaste dos eletrodos

O eletrodo é um elemento utilizado na transferência de corrente do módulo para o efluente. A vida útil deste efluente é diretamente relacionada a corrente aplicada no sistema bem como o tempo dessa aplicação. Sendo assim, é possível relacionar os desgastes de eletrodos a Primeira Lei de Faraday, e a massa do eletrodo consumida está diretamente relacionada com a corrente aplicada e é definida matematicamente pela Equação 1. (CRESPILO; REZENDE, 2004).

$$m_{el} = \frac{i.t.M}{F.z}, \quad (1)$$

onde:

m_{el} = quantidade máxima do eletrodo consumida, em gramas;

i = corrente aplicada, em A;

t = tempo de aplicação da corrente, em s;

M = massa molar do elemento predominante no eletrodo, em g/mol;

z = número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do elemento do anodo;

F = constante de Faraday, 96.500 C/mol.

Se o modelo incluir uma quantidade ‘ p ’ de eletrodos de eletrólise, e é alimentado por uma vazão (Q), então, a razão entre a massa do metal e vazão é:

$$C = \frac{m(p-1)}{Q_e}, \quad (2)$$

sendo:

C = razão entre a massa do metal dissolvido e a vazão de alimentação, em kg.h.m⁻³;

Q_e = vazão de alimentação do reator, em m³.h⁻¹;

p = número de eletrodos;

m = quantidade teórica de metais dissolvidos, em kg.

b) Tempo de desgaste do eletrodo

De acordo com Wiendl (1998), o tempo de desgaste do eletrodo pode ser calculado pela Equação 3.

$$t = \frac{M_0}{\alpha.i} \quad \text{ou} \quad t = \frac{\rho.V}{\alpha.i}, \quad (3)$$

sendo:

t = tempo de desgaste do eletrodo, em h;

M_0 = massa inicial da colméia, em g;

ρ = massa específica do material do eletrodo, em g/L;

V = perda de volume do eletrodo desgastado, em L;

a = equivalente eletroquímico do material do eletrodo, em g/A.h;

i = corrente aplicada, em A.

c) Espaçamento entre eletrodos

Como a solução possui resistividade à passagem de corrente elétrica, tem-se que quanto maior for a distância entre os eletrodos, maior deverá ser a ddp (diferença de potencial) aplicada. Portanto, de acordo com as características do efluente, a distância entre os eletrodos pode variar para melhor eficiência do processo. Distâncias maiores poderão ser impostas quando a condutividade do efluente for relativamente elevada, caso contrário, a distância deverá ser a menor possível para que não ocorra aumento exagerado do potencial (PEREIRA, 2007).

2.5.1.4. Condutividade elétrica do efluente

A condutividade elétrica do efluente afeta a eficiência da corrente, a tensão da célula e o consumo de energia elétrica (DANESHVAR *et al.*, 2007). Esta condutividade elétrica pode ser aumentada, adicionando ao sistema de tratamento compostos de sais.

Portanto, a condutividade do efluente é de suma importância para uma boa otimização do processo. Geralmente, quando a condutividade é alta remove-se grandes quantidades de contaminantes, porém como indicado no trabalho de Daneshvar *et al.* (2007), o alto valor de condutividade associado ao pequeno distanciamento entre os eletrodos minimiza o consumo de energia, porém, não interfere na eficiência de remoção dos contaminantes.

A condutividade na eletrocoagulação é o termômetro de averiguação do tratamento, se a condutividade está baixa, o tratamento fica comprometido, por isso em alguns casos adiciona-se cloreto de sódio ou de potássio para o aumento da mesma. Quando a condutividade está alta o tratamento torna-se eficaz em tempo de tratamento, ou seja, o efluente é tratado em menos tempo (DANESHVAR *et al.*, 2007).

2.5.1.5. Sobrenadante

Durante o processo de eletrocoagulação, uma espuma chamada sobrenadante se forma na superfície do efluente, essa espuma contém todos os contaminantes levados pelas bolhas para a superfície que formam os gases. No decorrer do tratamento ocorre um crescimento gradual considerável do sobrenadante, e é através deste que podemos observar a presença dos gases formados e flotados (PEREIRA, 2007).

Durante o tratamento algumas partículas (geralmente metais pesados) não conseguem flotar com o auxílio das bolhas e decantam (PEREIRA, 2007).

Progressivamente, a região externa da camada vai se adensando tanto pelo escape dos gases que se formaram inicialmente e transportaram as partículas como também pela ação do seu próprio peso. Assim, esta camada dificulta a liberação das novas quantidades de gases formados na eletrólise e a mesma deve ser retirada. Fisicamente, constata-se ser bastante rígida e consistente a estrutura formada pelas impurezas arrastadas pelos gases da eletrólise. (PEREIRA, 2007).

2.5.2. Características físicas do efluente e seus efeitos no processo de eletrocoagulação

O efluente têxtil é classificado de acordo com os seguintes parâmetros:

2.5.2.1. Temperatura

De acordo com Daneshvar *et al.* (2004), o aumento da temperatura da solução contribui para melhorar a eficiência de remoção, visto que com o aumento da temperatura temos um aumento da movimentação dos íons produzidos, o que facilita a colisão deles com o coagulante formado.

Poucas pesquisas têm sido realizadas para estudar o efeito da temperatura no processo de EF. O que se sabe é que alguns trabalhos realizados na Rússia revelam que a eficiência da EF com eletrodos de alumínio aumenta com a temperatura até 60°C. Acima deste valor, a eficiência diminui. A condutividade também aumenta com a temperatura, diminuindo o consumo de energia elétrica (PEREIRA, 2007).

Entretanto, o que poucos pesquisadores abordam é o aumento da temperatura da solução no período de aplicação da eletroflotação. De acordo com Pereira (2007), isto é ocasionado pelo efeito Joule, expresso por Q (kWhm^{-3}) e definido matematicamente pela Equação 4:

$$Q = C_P \cdot \Delta T, \quad (4)$$

onde:

C_P = capacidade calorífica da solução, supõe-se que seja igual à da água $4,18 \text{ Jm}^{-3}\text{K}^{-1}$.

ΔT = diferença entre as temperaturas final e inicial do efluente

2.5.2.2. Turbidez

A avaliação da claridade da água é muito importante tanto na produção de produtos destinados ao consumo humano como em muitas operações de manufaturamentos. A turbidez na água é causada pela presença de sólidos suspensos e matéria coloidal tais como: plâncton, organismos microscópicos, matéria orgânica e inorgânica finalmente dividida (CAMBOIM, 2010).

Segundo Pereira (2007) a turbidez é originada pela presença de materiais insolúveis no meio aquoso, sendo assim, classificada de acordo com o seu tamanho.

As partículas que contribuem para a turbidez são aquelas cujos diâmetros variam de $10^{-3}\mu\text{m}$ a $10^{-1}\mu\text{m}$ (coloides) e de $10^{-1}\mu\text{m}$ a $10^3\mu\text{m}$ (sólidos suspensos). Grande parte dos microrganismos patogênicos desenvolvem-se na presença dessas partículas e, por isso, a eliminação dessas partículas torna-se necessária.

2.5.2.3. Efeito no pH do efluente

A medida de pH é uma das medidas mais importantes e frequentemente utilizada nos testes químicos da água. Praticamente todas as fases de fornecimento de água e tratamento de águas residuais dependem do pH da água, como por exemplo: neutralização, abrandamento precipitação, coagulação, desinfecção e controle de corrosão (CAMBOIM, 2010).

Quando a condutividade é alta, o efeito do pH não é significativo. O efeito do pH da água ou efluente na eletrofloculação está refletido pela eficiência da corrente, bem como a solubilidade de hidróxidos metálicos. Chen *et al.* (2000) observaram que a potência

consumida é mais alta a pHs neutros, do que em condições ácidas ou alcalinas devido à variação da condutividade.

Segundo Pereira (2007), uma das maiores vantagens da EC é sua capacidade de neutralizar o pH do efluente, caso esteja abaixo de 7. Para efluentes ácidos, a EC tende a subir o valor do pH em decorrência da redução de hidrogênio no cátodo.

2.5.2.4. Sólidos totais

A determinação da concentração de sólidos totais envolve todos os compostos particulados e dissolvidos, como metais, sais inorgânicos, óleos e graxas e matéria orgânica presente no efluente. Essa determinação é muito importante, pois, com uma metodologia simples, fornece boas informações sobre a quantidade de resíduos presentes nos efluentes (PEREIRA, 2007).

A determinação da concentração de sólidos totais envolve todos os compostos particulados e dissolvidos, todas as substâncias orgânicas e inorgânicas contidas num líquido sob formas moleculares, ionizadas ou micro granulares, como metais, sais inorgânicos, óleos e graxas e matéria orgânica presente no efluente. Este é um dos parâmetros que determina a qualidade da água com uma metodologia simples, fornecendo boas informações sobre a quantidade de resíduos presentes nos efluentes, avaliando o peso total dos constituintes minerais presentes na água por unidade de volume. É possível fazer o acompanhamento do tratamento biológico de águas residuárias em suas várias etapas e eficiência pelo controle dos teores de Sólidos Totais Fixos (STF) e Sólidos Totais Voláteis (STV) (CAMBOIM, 2010).

2.5.2.5. DQO - Demanda Química de Oxigênio

É a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica. No teste de DQO, além da matéria orgânica biodegradável, também é oxidada a matéria orgânica não biodegradável e outros componentes inorgânicos (sulfetos). É também usado na quantificação de matéria orgânica, principalmente quando contêm substâncias tóxicas nas águas residuais. Uma das grandes vantagens em relação a DBO, é o tempo de realização da análise que varia de 2 a 3 horas.

2.6. Conclusões da Revisão Bibliográfica

A partir das referências estudadas, foi possível verificar que a indústria têxtil é o setor que libera efluentes com as maiores cargas poluidoras. Isso devido aos diversos processos utilizados na fabricação de tecido. Constatando a existência dos diversos tipos de efluentes há a necessidade pela busca de métodos alternativos de tratamento, sejam eles inovadores ou ainda derivações dos métodos já existentes, combinando o desperdício de água e a emissão de poluentes no meio ambiente e ainda a redução de custos no setor. Estes têm se tornado uma importante resposta à legislação, que obriga as indústrias a aumentarem a eficiência de seus sistemas de tratamento de efluentes a fim de se adequarem aos padrões exigidos.

Atualmente, tem aumentado o número de pesquisa e aplicação de tecnologias limpas, as quais, por meio de um único investimento, visam à economia energética, de água e a redução da poluição. Na prática o que se observa é que, alguns processos adotados por empresas para remoção da cor são eficientes do ponto de vista técnico, entretanto, economicamente inviáveis, para a realidade do setor têxtil no Brasil.

A utilização de eletrocoagulação no tratamento de efluentes vem se demonstrando, com base em estudos já realizados, um método muito eficaz, tendo uma alta taxa de remoção dos parâmetros físico-químicos exigidos pela resolução CONAMA e ainda demonstra um bom rendimento nos parâmetros biológicos como podem ser vistos em ensaios toxicológicos já realizados. Contudo, a utilização de eletrodos de alumínio, embora possua uma grande taxa de remoção das análises, possibilitem, devido ao desgastes dos mesmos, um aumento na quantidade de alumínio do efluente tratado. E no intuito de diminuir a quantidade de material degradado no efluente tratado, surgiu a possibilidade da utilização de aço inox como eletrodo, sendo ele um material inerte e possivelmente com maior resistência à degradação. No entanto, faz-se necessário a verificação da eficiência de tratamento, bem como a confirmação de sua maior resistência ao desgaste devido às cargas elétricas por meio de um estudo da aplicação de métodos de eletrocoagulação e eletroflotação no tratamento de efluentes líquidos de uma lavanderia têxtil, ainda mais considerando que a escassez de estudos que envolvem o uso de eletrodos de aço inoxidável.

CAPITULO 3

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo foram tratados os processos executados para a caracterização do efluente coletado, bem como para a montagem do reator de tratamento e a escolha de suas principais características. Também tratou-se dos métodos de análise físico-químicas e biológicas.

3.1. Coleta e Preservação das Amostras

As amostras utilizadas neste trabalho foram coletadas entre os meses de março de 2017 e janeiro de 2018 em uma lavanderia industrial localizada no município de Campo Mourão, noroeste do estado do Paraná. A lavanderia possui capacidade de lavagem de tecidos jeans de aproximadamente 7000 kg por dia, utilizando no processo cerca de 100 m³/dia de água, nos períodos de trabalho com 3 turnos diários (24 horas de funcionamento).

O efluente final contém poluentes orgânicos e inorgânicos além de uma coloração escura, necessitando de tratamento para despejo final em corpo receptor segundo a norma ambiental CONAMA no 357/2005, mais especificamente pela resolução n° 430 de 13 de maio de 2011 que a complementa. Como corpo receptor deste efluente, é utilizado o Rio do Campo, cujo afluente da margem esquerda é o Rio Mourão o qual deságua no Rio Ivaí, sendo que suas águas passam nos limítrofes de fundo da propriedade.

Como a lavanderia trabalha com beneficiamento de jeans, as amostras foram caracterizadas em relação à sua coloração específica (PtCo APHA e Absorbância), pH, turbidez, sólidos e demanda química de oxigênio (DQO). Após a coleta, as amostras foram distribuídas em recipientes de 600 mL e de 5 litros e armazenadas em geladeiras (10°C), para que as características das mesmas fossem preservadas o máximo possível. Foram empregados os critérios de preservação, acondicionamento e prazo de sete dias para a análise em amostras de efluente, conforme recomendado por Camboim (2010).

3.2. Caracterização do Efluente Bruto

Após a realização da coleta do efluente da indústria, o mesmo foi caracterizado quanto às suas características físico-químicas de modo a obter o seu perfil. As análises realizadas no efluente foram:

a) Alcalinidade e acidez volátil

As medidas de pH foram realizadas pelo método potenciométrico. Para calibração do aparelho e verificação das leituras obtidas, foram utilizados padrões de 4 e 7 unidades. O volume de amostra utilizado foi o de 1 mL.

b) Cor

Utilizou-se a metodologia proposta por APHA, 1995, e aplicada por Couto Junior, (2011), onde a cor foi determinada pelo método Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

O método consiste na medida da absorvância da amostra em comparação com solução padrão de platina e cobalto. Para tanto utilizou-se um espectrofotômetro HACH modelo DR/2010, no qual a leitura foi realizada no programa pré-definido de número 120 com comprimento de onda ajustável de 455nm.

Para a realização do experimento, fez-se necessário estabelecer o conceito de zero na máquina doravante chamado de controle e depois comparar a cor da amostra a este resultado. Para isso, primeiro acrescentou-se 25 mL de água destilada e foi realizada a leitura nos programas supracitados. Em seguida, acrescentou-se 25 mL da amostra e foi refeita a leitura. Os resultados são expressos em mg-PtCo/L.

c) Demanda química de oxigênio (DQO)

A DQO é definida como a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica.

A determinação da DQO, baseada na oxidação química da matéria orgânica por dicromato de potássio a elevadas temperaturas e em meio ácido, foi realizada de acordo com

as indicações propostas pela APHA (1995), por meio de digestão e quantificação fotométrica a 600nm.

O método consiste na digestão de uma solução que contém 2,5 mL da amostra, 3,5 mL de H₂SO₄ + Ag(10 g) e 1,5 mL de K₂Cr₂O₇ e HgSO₄, acidificada com H₂SO₄.

Um reator HACH foi utilizado como digestor, e um espectrofotômetro HACH, modelo DR/2010, foi utilizado para leitura espectrofotométrica com $\lambda = 600$ nm, no qual será inserida uma curva padrão para os reagentes preparados no método. As determinações das concentrações de DQO nas amostras foram realizadas em duplicatas.

d) Turbidez

Conforme estudos de Couto Júnior (2011), a turbidez pode ser definida como o grau de redução que a luz sofre ao atravessar uma porção de água, devido à presença de partículas em suspensão presentes.

A metodologia utilizada neste parâmetro foi o cálculo pelo método Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (GREENBERG *et al.*, 1992), na qual a turbidez foi determinada a partir de uma pré-agitação da amostra de efluente, a fim de obter uma dispersão e homogeneização dos materiais presentes. Para a leitura da turbidez de forma direta foi utilizado um espectrofotômetro HACH, e os resultados obtidos foram expressos em FTU (Unidade Nefelométrica de Turbidez).

e) Sólidos

Os sólidos são resíduos calcinados que se encontram no efluente. São divididos em dois grandes tipos:

- Sólidos totais (ST)

Segundo Couto Júnior (2011), os sólidos correspondem a toda e qualquer matéria que aparecer como resíduo após a evaporação, secagem ou calcinação da amostra do efluente a uma temperatura pré-definida, durante um determinado tempo.

O método utilizado, sugerido por APHA (1995), determinou a porção do resíduo da amostra por meio de pesagem da amostra seca e calcinada. Para isso, um volume conhecido

de amostra foi seco por 12 horas em estufa na temperatura de 105 a 110°C; o volume de amostra foi pesado, para em seguida ser calcinado em mufla a 550°C.

- Sólidos suspensos (SS)

Para a determinação desse parâmetro, foi utilizado o método gravimétrico proposto e aplicado por Beltrame (2000).

A amostra do efluente foi filtrada em um filtro de fibra de vidro previamente pesado, e o resíduo retido no filtro foi seco até o peso constante a 103 a 105°C. O acréscimo de massa obtido no filtro representou os sólidos suspensos totais. O resíduo obtido sofreu ignição até peso constante a 550°C e os sólidos remanescentes representaram os sólidos suspensos fixos. A diferença entre os sólidos suspensos totais e os fixos resultou nos sólidos suspensos voláteis.

3.3. Planejamento Experimental

De modo a definir as melhores condições de operação do reator, foram desenvolvidos 27 experimentos oriundos de um planejamento fatorial completo 3^3 com variação em três níveis (Tabela 2) dos parâmetros espaçamento entre os eletrodos, intensidade de corrente e pH inicial (Tabela 3) importantes na eficiência do tratamento e cuja finalidade foi avaliar a influência de cada um desses parâmetros operacionais no decorrer do tratamento por eletrocoagulação utilizando eletrodos de aço inoxidável. Os resultados obtidos no planejamento experimental foram avaliados quanto a sua DQO, cor e turbidez, e, posteriormente, submetidos à análise estatística de modo a se obter os melhores parâmetros iniciais de tratamento. Dos três parâmetros variados, dois deles relacionados ao reator, e um ao efluente bruto a ser tratado.

Tabela 2 - Parâmetros operacionais variados durante o planejamento

Parâmetros	Fatores	Níveis		
		-1	0	1
Espaçamento (mm)	<i>S</i>	10	20	30
Corrente (A)	<i>I</i>	1	3	5
pH	pH	4	6	8

Com o planejamento fatorial completo 3^3 e seguindo a metodologia de Barros Neto *et al.* (2003) obteve-se os 27 ensaios que foram realizados em duplicata de modo a garantir um menor erro entre os experimentos. A variação dos parâmetros nos três níveis estão descritos na Tabela 3.

Tabela 3 - Ensaios realizados

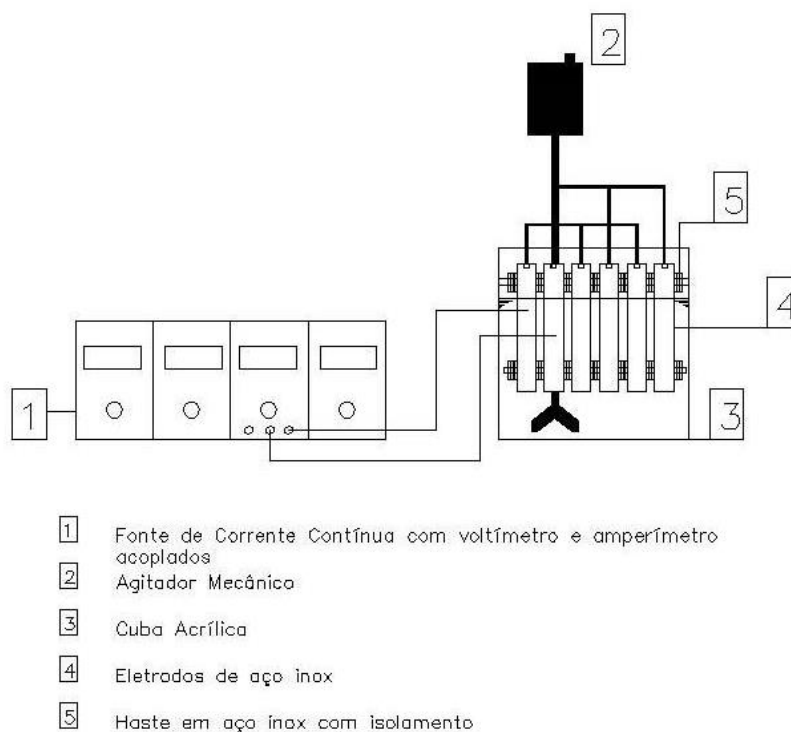
Ensaio	Espaçamento (cm)	Corrente (A)	pH
1	3,0	1,0	8,0
2	1,0	1,0	6,0
3	1,0	3,0	8,0
4	1,0	5,0	6,0
5	2,0	5,0	6,0
6	2,0	5,0	8,0
7	2,0	3,0	4,0
8	1,0	5,0	8,0
9	2,0	5,0	4,0
10	2,0	3,0	8,0
11	2,0	3,0	6,0
12	2,0	1,0	4,0
13	1,0	3,0	4,0
14	3,0	3,0	6,0
15	3,0	5,0	6,0
16	3,0	5,0	4,0
17	1,0	1,0	8,0
18	2,0	1,0	6,0
19	2,0	1,0	8,0
20	1,0	5,0	4,0
21	3,0	1,0	6,0
22	1,0	1,0	4,0
23	3,0	3,0	8,0
24	3,0	1,0	4,0
25	3,0	3,0	8,0
26	1,0	3,0	6,0
27	3,0	3,0	4,0

Vale ressaltar que os valores dos parâmetros variados nos três níveis estão de acordo com dados encontrados na literatura e que se enquadram como sendo os melhores valores para a obtenção de sua DQO, cor e turbidez.

3.4. Tratamento com Eletrofloculação

O sistema utilizado para os ensaios de eletrocoagulação, foi do tipo batelada. O reator de acrílico preto possui dimensões de 0,20 metros de diâmetro e 0,20 metros de altura, tendo um volume útil de 4 litros. Foram utilizados eletrodos de aço inoxidável com dimensões de 0,10x0,195x0,03 cm, ligados a uma fonte de energia de corrente contínua, fornecendo tensão na faixa de 0 a 50V e intensidade de corrente na faixa de 0 a 5V. Para a aferição da intensidade de corrente bem como a voltagem do sistema, foram utilizados um voltímetro e um amperímetro integrados a fonte. Na Figura 7 está esboçado um modelo esquemático do módulo utilizado.

Figura 7 - Modelo esquemático do módulo de eletrocoagulação



A ligação entre a fonte de corrente e os eletrodos foi feita com fios de cobre de 4mm. Estes fios foram conectados aos eletrodos sob pressão e os contatos elétricos devidamente

isolados com borracha e silicone, cuja objetivo foi o de proteger as hastes de apoio (que também são de aço inox) da oxidação durante a eletrólise e a limpeza.

O sistema de eletrodos monoplares foi montado com 6 placas de aço inoxidável, conectados eletricamente em paralelo, que resultaram em 3 (três) pares de eletrodos. As placas apresentam uma área de 190 cm² com espessura de 0,03 cm, de modo a garantir a relação entre área do eletrodo e volume de efluente proposto por Valente (2012). O isolamento das placas, assim como seu distanciamento foi executado por anéis de borracha, que permitiram o ajuste da distância entre as placas dos eletrodos. Foi ainda mantida uma conexão elétrica em paralelo do tipo monopolar entre os eletrodos para a aplicação da corrente contínua.

A fonte de energia utilizada para alimentar o sistema foi o modelo FA 1030 da marca Instrutherm, cuja capacidade de tensão chega a 30 V e a corrente máxima de saída varia em 10 A. A tensão elétrica gerada pela fonte em meios aquosos está relacionada à condutividade deste meio. O nível de condutividade de fluidos aquosos é dependente da quantidade de partículas dissolvidas misturadas no efluente, principalmente as de íon metálicos com cargas residuais não nulas.

A Figura 8 apresenta o módulo de tratamento por eletrocoagulação utilizado nos experimentos realizados nos laboratórios de saneamento e fenômenos de transporte da Universidade Tecnológica Federal do Paraná Câmpus Campo Mourão.

Figura 8 - Módulo de tratamento de efluente têxtil por eletrocoagulação



3.5. Caracterização do Efluente Tratado

Após a realização do tratamento, os efluentes foram caracterizados quanto às suas análises físico-químicas. As análises realizadas no efluente foram as mesmas descritas no item 3.2.

3.6. Análise Estatística dos Resultados do Tratamento

Após a realização do tratamento, bem como de posse dos resultados da sua caracterização, os valores encontrados experimentalmente foram analisados com o auxílio do programa *Statistica*®. Essa análise feita pelo programa possibilita obter os modelos polinomiais para cada uma das análises estudadas (cor, turbidez e DQO) baseando-se no método de superfície de resposta (R), o qual combina, por meio de interações lineares e quadráticas, os parâmetros operacionais de tratamento.

3.7. Caracterização do Efluente Tratado nas Melhores Condições Operacionais de Tratamento

Após a realização das análises estatísticas dos resultados obtidos para o tratamento de efluente utilizando o processo de EC com eletrodos de aço inoxidável, foi possível encontrar os melhores parâmetros de funcionamento (ponto ótimo de tratamento) para este processo. De posse desses valores, foi mais uma vez realizado o tratamento de efluente em suas condições ótimas e, depois feitas as caracterizações do efluente tratado quanto às suas características físico-químicas e biológicas.

3.7.1. Análises físico-químicas

O efluente tratado foi caracterizado quanto à sua análise físico-química, já descrita no item 3.2 e a determinação do alumínio por espectrofotometria. Para a determinação da quantidade de alumínio no efluente, foi realizado, primeiramente, o preparo das soluções necessárias:

- eritrocromo cianina R;

- solução padrão de alumínio;
- solução tampão, concentrada;
- solução tampão, diluída.

Em seguida foi determinada a curva de calibração que utiliza diversas dosagens da solução padrão de alumínio (0; 0,2; 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5; e 3,0 mL) aos quais foram completadas até um total de 20 mL com água destilada. Por fim, a leitura das análises foi baseada no processo de Vogel *et al.* (1989) no qual se mistura 10 mL da amostra com mais 10 mL de água deionizada e homogeniza-se a mistura. Em seguida, acrescenta-se 5 mL de peróxido de hidrogênio. Adicionou-se ainda 5 mL de eriocromo cianina R. Após, foram adicionados mais 50 mL da solução tampão diluída e fixou em repouso por 30 minutos. É importante ressaltar que durante todo o processo o pH precisa se manter em 6, sendo corrigido sempre que necessário.

Após o preparo da solução, a mesma foi levada ao espectrofotômetro para a aferição dos resultados. Para tanto, foi utilizada a programação “comprimento de onda único, ajustado em um valor de 535 nm.

a) Determinação de metais pesados (Fe, Mg, Cr e Ni):

As análises dos metais pesados presentes na composição do aço inoxidável foram realizadas em duplicata e foram determinadas segundo a metodologia de absorção atômica recomendada pela American Public Health Association (APHA, 2005).

3.7.2. Análises biológicas

É um recurso utilizado para avaliar o impacto ambiental que o lançamento de um efluente, mesmo tratado, pode gerar em um corpo hídrico uma vez que possui a capacidade de diferenciar substâncias que possuem a capacidade de interferir e afetar sistemas de tratamento biológico e os corpos receptores. Pires e Chaparro (2010) destacam a importância do teste biológico de toxicidade, contudo alertam que ele não substitui as análises físico-químicas, cuja função é identificar e quantificar contaminantes.

O ensaio de toxicidade consiste na capacidade de desenvolvimento de uma espécie quando exposta ao efluente industrial. Para a realização deste ensaio há três grandes possibilidades:

- *Artemia salina* (micro crustáceo), muito utilizado em ensaios biológicos de toxicidade uma vez que são muito impactantes na cadeia alimentar.
- *Lactuca sativa* (alface), indicada para ensaios ecotoxicológicos por ser um vegetal muito consumido tanto por seres humanos quanto por animais e ainda por ser muito vulnerável a ação toxicológicas externas.
- *Allium cepa* (cebola), utilizada por ter baixo custo e fácil manuseio, além de ter o DNA muito exposto.

Para este trabalho, foi realizado o teste de ecotoxicidade com o *Lactuca sativa* (L.S.) cujo ensaio consiste na plantação das sementes de L.S. em efluentes já tratados. Trata-se de um ensaio estático, contínuo e com ausência de luz em um intervalo de tempo de 120 horas.

Os ensaios foram realizados de acordo com a metodologia utilizada por Palácio *et al.* (2012). Primeiramente, foram separadas as amostras de efluente, sendo uma parcela delas o efluente bruto (nas condições naturais retiradas direto da indústrias) e uma segunda com o efluente já tratado com o processo de eletrocoagulação com as melhores condições de tratamento segundo os ensaios realizados pelo planejamento experimental. Essas amostras foram diluídas com percentual de 1, 3, 10, 30 e 100%.

Foram preparados 33 (ensaio em triplicata) recipientes (Placas de Petri) forradas com papel filtro aos quais foram alojadas 20 sementes de L.S. com índice de germinação de 96% (dado obtido de acordo com o fabricante) de maneira espaçada e organizada. Em seguida essas sementes foram umedecidas com as diluições do passo anterior. Para evitar a perda de umidade, os recipientes foram embalados por papel filme e em seguida levados a estufa de germinação, na qual ficaram em repouso e sum luminosidade por 120 horas a uma temperatura controlada de 24°C.

Passadas as 120 horas, foram contados o número de sementes que germinaram, bem como medidos os comprimentos das raízes e retículas .

Ao final, com os resultados obtidos das amostras tratadas, não tratadas, diluídas e no controle. (experimento realizado com água dura) foi realizada a combinação dos resultados e encontrada a qualificação de dose letal média (DL₅₀), que é a quantidade da amostra com a

capacidade de matar 50% dos organismos de ensaio, de acordo com a metodologia de Hamilton *et al.* (1997).

3.7.3. Perda de massa do anodo

Durante o processo de tratamento por EC, foi percebido o desgaste das placas de aço inox utilizadas como anodo e, embora a degradação destas placas seja pequena se comparadas a eletrodos de alumínio (SOUZA, 2016), foi realizada uma avaliação de perda de massa pela diferença da mesma antes e depois do processo de tratamento. Para a realização desta análise, as placas a serem utilizadas foram submetidas a uma solução aquosa por um período de uma hora para a eliminação de impurezas, em seguida, foram secas com auxílio de papel toalha de modo a evitar que fiquem resíduos na mesma e, então, realizado a pesagem das mesmas. Depois de instaladas as placas no reator, o processo de tratamento foi iniciado e a polaridade do sistema foi invertida a cada 15 minutos seguindo as recomendações de Mollah *et al.* (2011), as quais explicam que, invertendo a polaridade, inverte-se também o papel dos pares de eletrodo, transformando anodos em catodos e vice versa, possibilitando assim dobrar a vida útil dos eletrodos.

Foram realizados ensaios com duração de 1 hora, 2 horas e 3 horas mantendo as mesmas condições de tratamento. Ao final, os eletrodos foram novamente secos com auxílio de papel toalha e pesados.

3.7.4. Determinação da concentração de alumínio no efluente tratado

Outro parâmetro analisado após tratamento de efluente têxtil foi o teor concentrado de alumínio nas amostras de efluente. Para a obtenção desses parâmetros, foi seguida a metodologia descrita pelo APHA (2012) com o efluente e suas melhores condições de tratamento determinadas. O experimento foi realizada em três fases diferentes. Primeiro com o efluente em seu estado bruto, sem sofrer nenhum tipo de tratamento. Depois o efluente líquido tratado por EC, e por fim, ao resíduo remanescente ao tratamento (lodo) (este ensaio foi realizado segundo o procedimento de cone de Imhoff descrito pela NBR 10561).

CAPITULO 4

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo é apresentada, primeiramente, a caracterização do efluente bruto coletado na indústria. Em seguida, os resultados obtidos para todo o planejamento experimental, incluindo as melhores condições de funcionamento do reator e seus resultados quanto às análises físico-químicas e biológicas.

4.1. Caracterização do Efluente

Na Tabela 4 estão apresentados os resultados da caracterização do efluente bruto de acordo com o estabelecido pela resolução nº 430 de 13 de maio de 2011.

Tabela 4 - Características físico-químicas do efluente não tratado

	Unidades de medida	Resultados obtidos			Res. CONAMA
		Mínima	Media	Máxima	
Cor Real	mgPt-Co L-1	76	191	205	<75
Cor Aparente	mgPt-Co L-1	136	329	632	<75B
Absorbância	AU	105	281	563	*
DQO	mg O2 L-1	127,2	179,13	301,2	200
Turbidez	NTU	15,5	47,95	78,9	<100
pH		5,9	6,3	7,5	5,0 - 9,0
Temperatura	°C	17	21	27	<40
Sólidos Totais	mg L-1	958	3008	4558,4	<1,0
Sólidos Suspensos	mg L-1	175,1	391,89	297,75	Ausente

É possível observar na Tabela 4 que os parâmetros que mais sofreram variação durante os períodos de coleta foram os sólidos totais e suspensos. Isso se justifica pela variedade de produtos e modelos de tecidos jeans produzidos pela empresa e que, conseqüentemente acarreta em uma gama de materiais, gerando variados tipos de resíduos líquidos. Este mesmo efeito é identificado no parâmetro de cor aparente, no qual os valores são aferidos com as partículas suspensas.

Constata-se também que os parâmetros: cor, DQO e sólidos não se enquadram nos requisitos mínimos estabelecidos pela resolução 430 do CONAMA.

4.2. Tratamento de Efluente por Eletrocoagulação

Conforme previsto no planejamento, os experimentos do tratamento foram realizados variando os parâmetros de intensidade de corrente elétrica, pH e espaçamento entre eletrodos. Ao todo foram feitos 27 experimentos em duplicata, escolhidos aleatoriamente, com o intuito de avaliar a eficiência do tratamento de efluente têxtil utilizando eletrocoagulação com eletrodos de aço inoxidável e, posteriormente, obter o delineamento experimental de cor, turbidez e DQO. Esses resultados estão expressos na Tabela 5.

Tabela 5 - Percentuais de redução de cor, turbidez e DQO em duplicata do efluente tratado

Exp.	S (mm)	i = (A)	pH	Redução de DQO	Redução da cor	Redução da turbidez
				(%)	(%)	(%)
				DQO	COR	TUR
1	10	1	4	78,31%	83,09%	21,05%
2	10	1	6	64,15%	75,37%	4,25%
3	10	1	8	22,64%	93,39%	54,28%
4	10	3	4	83,90%	89,26%	90,31%
5	10	3	6	80,00%	87,91%	98,20%
6	10	3	8	78,75%	66,13%	84,70%
7	10	5	4	52,21%	82,80%	96,84%
8	10	5	6	52,21%	87,97%	96,20%
9	10	5	8	44,37%	80,89%	81,12%
10	20	1	4	61,40%	89,98%	91,46%
11	20	1	6	58,62%	93,67%	93,43%
12	20	1	8	43,11%	91,17%	82,90%
13	20	3	4	71,52%	98,54%	92,46%
14	20	3	6	73,42%	98,41%	93,40%
15	20	3	8	74,69%	96,83%	82,08%
16	20	5	4	67,72%	96,70%	86,79%
17	20	5	6	18,36%	16,87%	24,53%
19	30	1	4	53,83%	67,52%	23,28%
20	30	1	6	41,96%	53,32%	24,14%
21	30	1	8	25,14%	56,01%	23,28%
22	30	3	4	14,91%	56,73%	31,90%
23	30	3	6	13,59%	54,20%	24,14%
24	30	3	8	35,36%	58,47%	35,35%
25	30	5	4	34,70%	59,81%	31,90%
26	30	5	6	26,78%	62,50%	37,07%
27	30	5	8	41,95%	60,44%	25,87%

É importante ressaltar que para entrada de dados no programa é preciso renomear os parâmetros estudados como $q_1, q_2, q_3, \dots, q_n$. Para tanto, os valores de espaçamento, corrente e pH foram chamados de q_1, q_2 e q_3 respectivamente.

a) Influência da combinação dos parâmetros em relação ao DQO.

Finalizada a análise de dados, foi possível apresentar na Tabela 6 os valores de ajuste linear, bem como suas combinações para a redução de DQO a um nível de significância de 95 %.

Tabela 6 - Coeficientes de ajuste previstos para a redução de DQO com o nível de significância de 95%

	Coeficientes	Valores	Desvio Padrão	t_{exp}	p-valor ($p < 0,05$)
	a_0	0,35	0,14	2,54	0,02
q_1	a_1	-0,30	0,34	-0,89	0,38
$(q_1)^2$	b_{11}	-0,36	0,29	-1,25	0,22
q_2	a_2	0,18	0,34	0,53	0,60
$(q_2)^2$	b_{22}	-0,41	0,29	-1,43	0,16
q_3	a_3	0,62	0,34	1,86	0,07
$(q_3)^2$	b_{33}	0,23	0,29	0,78	0,44
$q_1 \times q_2$	b_{12}	-0,11	0,41	-0,27	0,79
$q_1 \times (q_2)^2$	w_{122}	-0,06	0,36	-0,17	0,86
$(q_1)^2 \times q_2$	w_{112}	0,09	0,36	0,27	0,79
$(q_1)^2 \times (q_2)^2$	v_{12}	-0,61	0,31	-1,98	0,06
$q_1 \times q_3$	b_{13}	-0,22	0,41	-0,54	0,59
$q_1 \times (q_3)^2$	w_{133}	0,11	0,36	0,32	0,75
$(q_1)^2 \times q_3$	w_{113}	0,80	0,36	2,25	0,03
$(q_1)^2 \times (q_3)^2$	v_{13}	0,32	0,31	1,05	0,30
$q_2 \times q_3$	b_{23}	-0,16	0,41	-0,39	0,70
$q_2 \times (q_3)^2$	w_{233}	0,12	0,36	0,34	0,73
$(q_2)^2 \times q_3$	w_{223}	0,62	0,36	1,74	0,09
$(q_2)^2 \times (q_3)^2$	v_{23}	0,37	0,31	1,19	0,24

$$r^2 = 0,41$$

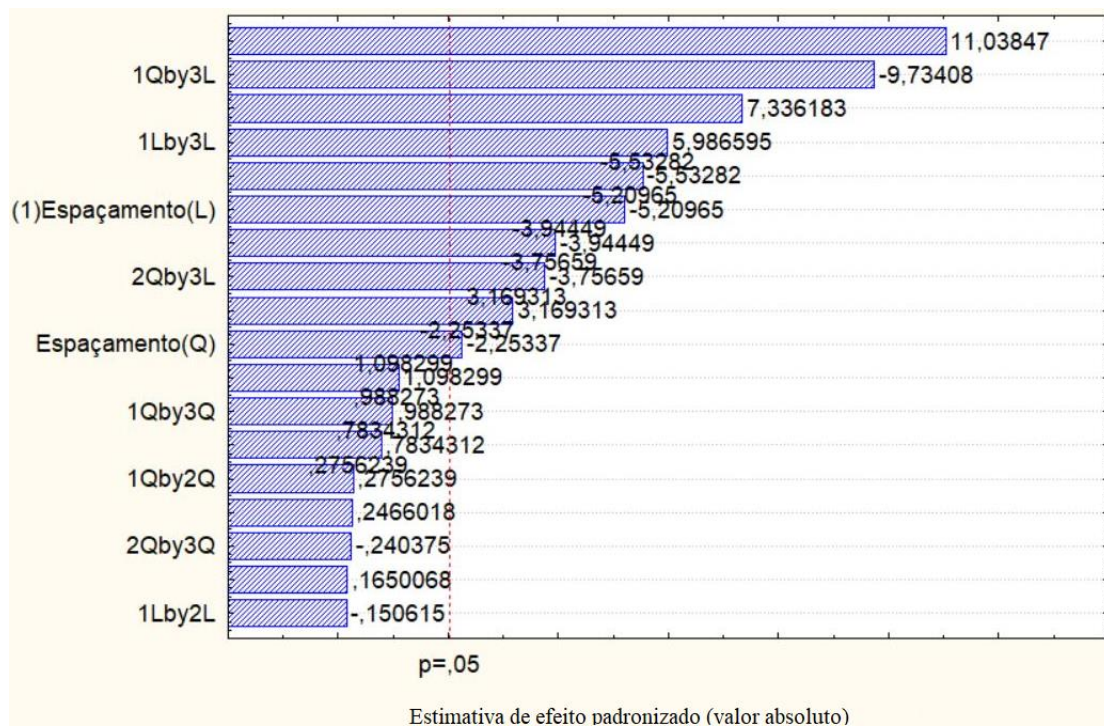
A partir dos resultados expostos na Tabela 6, foi possível construir o modelo polinomial da superfície de resposta para a DQO como descrito na Equação (5).

$$R_{DQO} = 0,35 + 0,30q_1 + 0,28q_2 + 0,62q_3 + 0,11q_1q_2 - 0,22q_1q_3 - 0,16q_2q_3 - 0,36q_1^2 - 0,41q_2^2 + 0,23q_3^2 - 0,06q_1q_2^2 + 0,09q_1^2q_2 + 0,11q_1q_3^2 + 0,80q_1^2q_3 + 0,12q_2q_3^2 + 0,68q_2^3q_3 - 0,61q_1^2q_2^3 + 0,32q_1^2q_3^2 + 0,7q_2^2q_3^2 \quad (5)$$

É possível constatar pela Tabela 6 que o percentual de redução de DQO foi influenciado linearmente principalmente pelo espaçamento que apresentou valor $p < 0,05$. Já entre as combinações de fatores lineares, a única que influencia significativamente é o espaçamento e corrente (q_1 e q_2), pois apresenta a interação $0,80q_1^2q_3$ com valor $p < 0,05$.

O nível de influência dessas variações lineares pode ser verificado também pelo gráfico de Pareto, representado na Figura 9, o qual apresenta a razão entre o valor estimado do efeito e seu erro padrão.

Figura 9 - Gráfico de Pareto obtido a partir do planejamento experimental para a remoção de DQO



b) Influência da combinação dos parâmetros no quesito cor

É possível observar na Tabela 7 os valores de ajuste linear, quadrático e as combinações possíveis desses parâmetros aplicados na redução de cor a um nível de significância de 95%.

Tabela 7 - Coeficientes de ajuste previstos para a redução de cor com o nível de significância de 95%

	Coeficientes	Valores	Desvio Padrão	t _{exp}	p-valor (p < 0,05)
	a ₀	0,72	0,02	34,49	< 0,01
q ₁	a ₁	-0,24	0,05	-4,74	<0,01
(q ₁) ²	b ₁₁	0,03	0,04	0,72	0,48
q ₂	a ₂	0,15	0,05	2,97	0,01
(q ₂) ²	b ₂₂	-0,03	0,04	-0,65	0,52
q ₃	a ₃	0,19	0,05	3,78	0,00
(q ₃) ²	b ₃₃	0,09	0,04	2,11	0,04
q ₁ x q ₂	b ₁₂	-0,01	0,06	-0,15	0,88
q ₁ x (q ₂) ²	w ₁₂₂	-0,02	0,05	-0,40	0,69
(q ₁) ² x q ₂	w ₁₁₂	0,17	0,05	3,10	0,00
(q ₁) ² x (q ₂) ²	v ₁₂	-0,03	0,05	-0,60	0,55
q ₁ x q ₃	b ₁₃	-0,01	0,06	-0,13	0,89
q ₁ x (q ₃) ²	w ₁₃₃	-0,01	0,05	-0,11	0,91
(q ₁) ² x q ₃	w ₁₁₃	0,34	0,05	6,35	0,00
(q ₁) ² x (q ₃) ²	v ₁₃	0,13	0,05	2,71	0,01
q ₂ x q ₃	b ₂₃	-0,15	0,06	-2,41	0,02
q ₂ x (q ₃) ²	w ₂₃₃	-0,11	0,05	-2,10	0,04
(q ₂) ² x q ₃	w ₂₂₃	0,04	0,05	0,70	0,49
(q ₂) ² x (q ₃) ²	v ₂₃	-0,02	0,05	-0,51	0,61

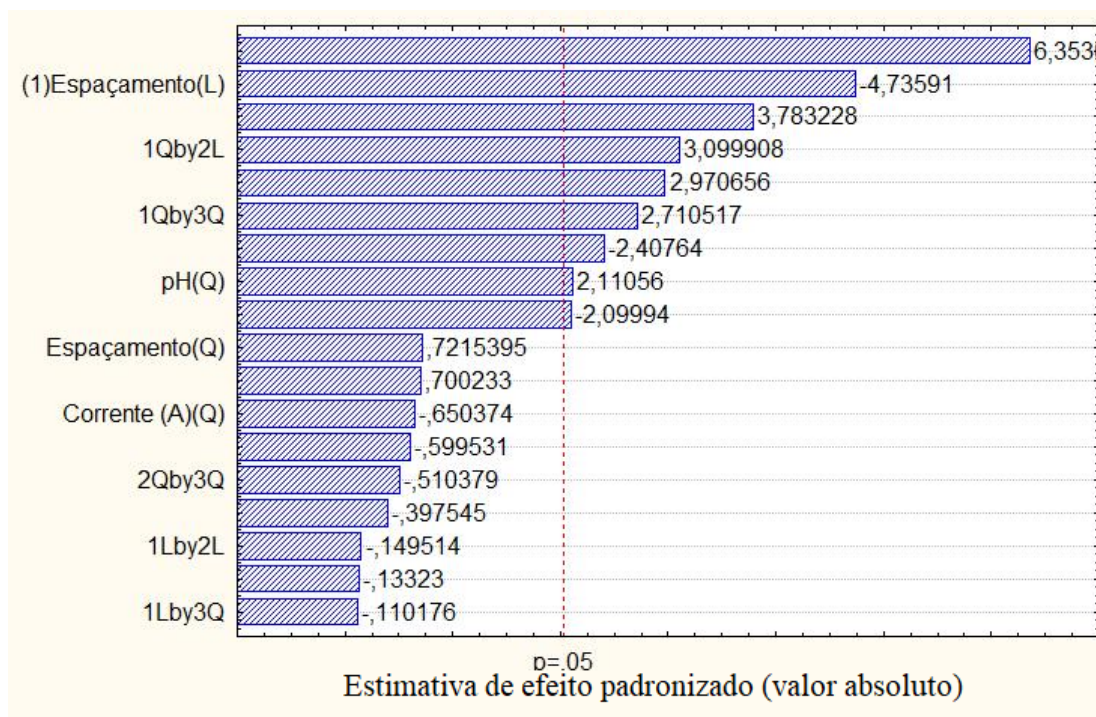
$$r^2 = 0,77$$

A partir dos resultados expostos na Tabela 7, foi possível construir o modelo polinomial da superfície de resposta para a DQO como descrito na Equação (6).

$$\begin{aligned} R_{cor} = & 0,72 - 0,24q_1 + 0,15q_2 + 0,09q_3 - 0,01q_1q_2 - 0,01q_1q_3 - 0,15q_2q_3 + 0,03q_1^2 - 0,03q_2^2 + \\ & 0,09q_3^2 - 0,02q_1q_2^2 + 0,17q_1^2q_2 - 0,01q_1q_3^2 + 0,34q_1^2q_3 - 0,11q_2q_3^2 + 0,04q_2^3q_3 - 0,03q_1^2q_2^3 + \\ & 0,13q_1^2q_3^2 - 0,02q_2^2q_3^2 \end{aligned} \quad (6)$$

É possível constatar pela Tabela 7 e mais especificamente com a Figura 10, que o percentual de redução de cor foi influenciada linearmente principalmente pelo espaçamento e pH (q₁ e q₃). Com relação às combinações de fatores lineares, espaçamento e corrente (q₁q₂) e espaçamento e pH (q₁q₃) foram as mais significativas porque estas iterações apresentaram valor p < 0,05.

Figura 10 - Gráfico de Pareto obtido a partir do planejamento experimental para a remoção de cor



c) Influência da combinação dos parâmetros no quesito turbidez

É possível observar na Tabela 8 os valores de ajuste linear, quadrático e as combinações possíveis desses parâmetros aplicados na redução de turbidez a um nível de significância de 95%.

Tabela 8 - Coeficientes de ajuste previstos para a redução de turbidez com o nível de significância de 95%

	Coeficientes	Valores	Desvio Padrão	t_{exp}	p-valor ($p < 0,05$)
	a_0	0,57	0,02	34,33	<0,01
q_1	a_1	-0,41	0,04	-10,17	<0,01
$(q_1)^2$	b_{11}	0,23	0,04	6,48	<0,01
q_2	a_2	0,11	0,04	2,68	0,01
$(q_2)^2$	b_{22}	-0,02	0,04	-0,70	0,49
q_3	a_3	0,17	0,04	4,21	<0,01
$(q_3)^2$	b_{33}	-0,15	0,04	-4,38	<0,01
$q_1 \times q_2$	b_{12}	0,02	0,05	0,49	0,63
$q_1 \times (q_2)^2$	w_{122}	0,03	0,04	0,59	0,56
$(q_1)^2 \times q_2$	w_{112}	0,19	0,04	4,33	<0,01
$(q_1)^2 \times (q_2)^2$	v_{12}	0,00	0,04	0,09	0,93
$q_1 \times q_3$	b_{13}	0,00	0,05	-0,08	0,93
$q_1 \times (q_3)^2$	w_{133}	0,29	0,04	6,67	<0,01
$(q_1)^2 \times q_3$	w_{113}	0,27	0,04	6,21	<0,01
$(q_1)^2 \times (q_3)^2$	v_{13}	0,31	0,04	8,39	<0,01
$q_2 \times q_3$	b_{23}	-0,16	0,05	-3,26	<0,01
$q_2 \times (q_3)^2$	w_{233}	-0,14	0,04	-3,33	<0,01
$(q_2)^2 \times q_3$	w_{223}	0,02	0,04	0,40	0,69
$(q_2)^2 \times (q_3)^2$	v_{23}	-0,05	0,04	-1,28	0,21

$$r^2 = 0,92$$

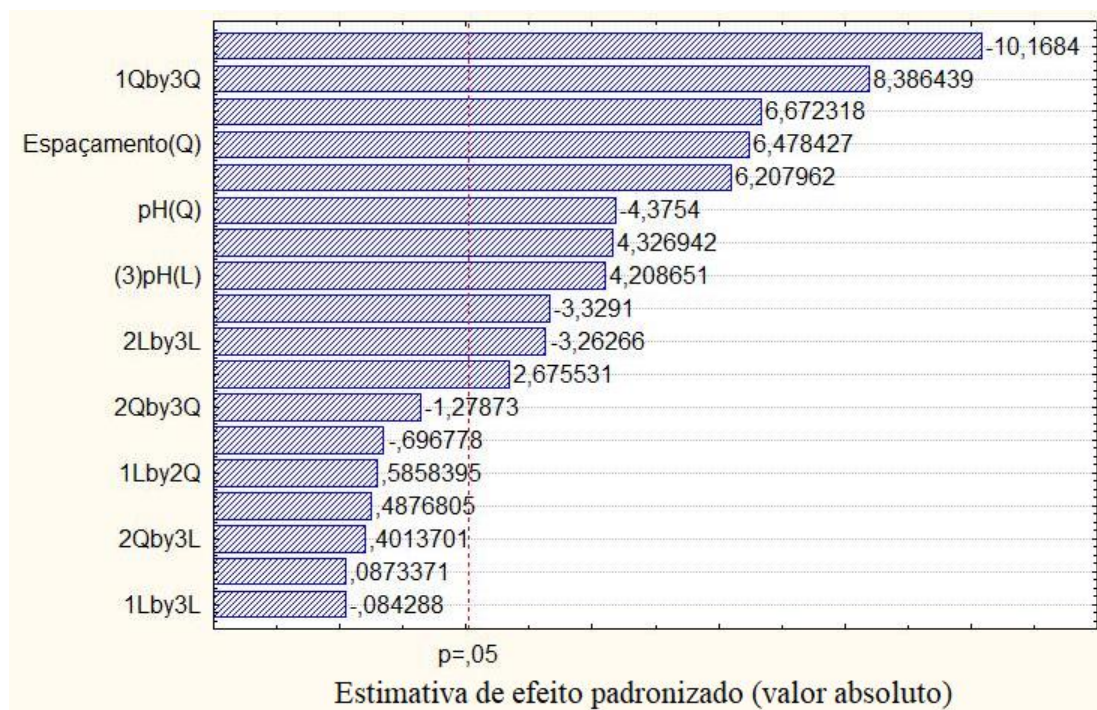
A partir dos resultados expostos na Tabela 8, foi possível construir o modelo polinomial da superfície de resposta para a turbidez como descrito na Equação (7).

$$R_{TURB} = 0,57 - 0,41q_1 + 0,11q_2 + 0,17q_3 + 0,02q_1q_2 + 0,00q_1q_3 - 0,16q_2q_3 + 0,23q_1^2 - 0,02q_2^2 - 0,15q_3^2 - 0,03q_1q_2^2 + 0,19q_1^2q_2 + 0,29q_1q_3^2 + 0,27q_1^2q_3 - 0,14q_2q_3^2 + 0,02q_2^3q_3 + 0,00q_1^2q_2^3 + 0,31q_1^2q_3^2 - 0,05q_2^2q_3^2 \quad (7)$$

É possível constatar pela Tabela 8 que o percentual de redução de turbidez foi influenciado linearmente principalmente pelo espaçamento e pH (q_1 e q_3) e quadraticamente pelo fator pH (q_3^2). Já entre as combinações de fatores lineares, a única que influencia significativamente é a de espaçamento e pH (q_2q_3).

O nível de influência dessas variações lineares pode ser verificado também pelo gráfico de Pareto, representado na Figura 11, que apresenta a razão entre o valor estimado do efeito e seu erro padrão.

Figura 11 - Gráfico de Pareto obtido a partir do planejamento experimental para a redução da turbidez



d) Validação dos modelos calculados para cor, turbidez e DQO

A obtenção das superfícies de resposta, com base nos modelos representados pelas Equações 5, 6 e 7, foi dada após o processamento dos dados obtidos no planejamento experimental por meio da análise de variância conhecida como 2-way-ANOVA. Esta análise consistiu na comparação entre o fator resultante da análise (valor calculado) com o fator de Student (valor estatístico). Esses resultados estão descritos na Tabela 9.

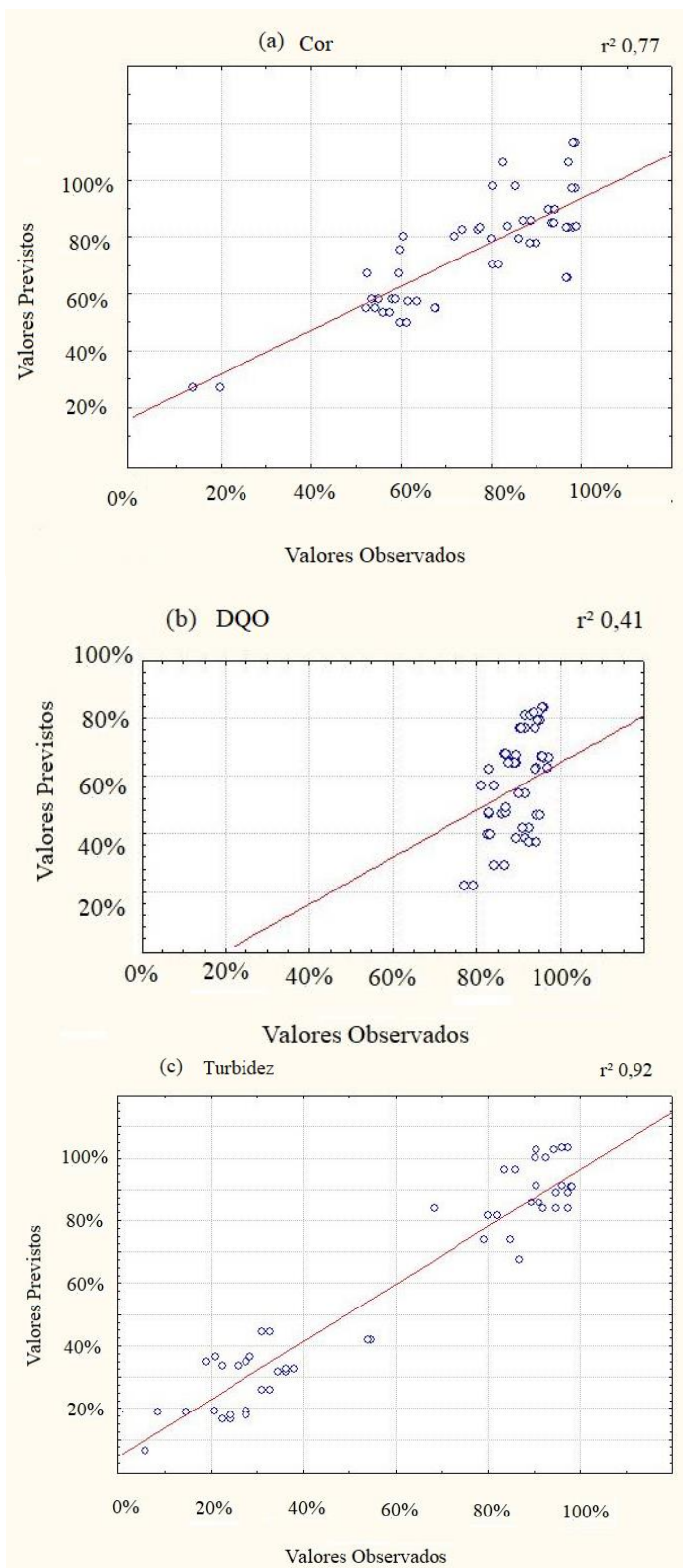
Tabela 9 - Valores calculados (fator resultante de análise) e estatísticos (fator de Student) de validação do método de superfície de resposta baseado no modelo de ANOVA

Parâmetros	Fatores de Variação	Soma dos Quadrados	Grau de liberdade	Média dos quadrados	F	
					Calculado	Estatístico
DQO	Regressão	30,48	18	1,69		
	Resíduo	29,34	35	0,84	2,02	1,84
	Total	59,82	53			
Cor	Regressão	2,82	18	0,16		
	Resíduo	0,82	35	0,02	6,66	1,84
	Total	3,64	53			
Turbidez	Regressão	5,68	18	0,32		
	Resíduo	0,51	35	0,01	21,45	1,84
	Total	6,20	53			

Como os fatores resultante de análise de DQO (2,02), cor (6,66) e turbidez (21,45) são superiores ao fator estatístico (1,84), é possível afirmar que os modelos escritos nas Equações 5, 6 e 7 são válidos segundo um percentual de confiabilidade de 95%, garantindo uma confiável reprodução dos valores obtidos nos experimentos.

A Figura 12 demonstra graficamente a comparação entre a reprodução dos dados obtidos no percentual de redução de cor (a), DQO (b) e turbidez (c) bem como o modelo estatístico proposto para o tratamento com eletrocoagulação.

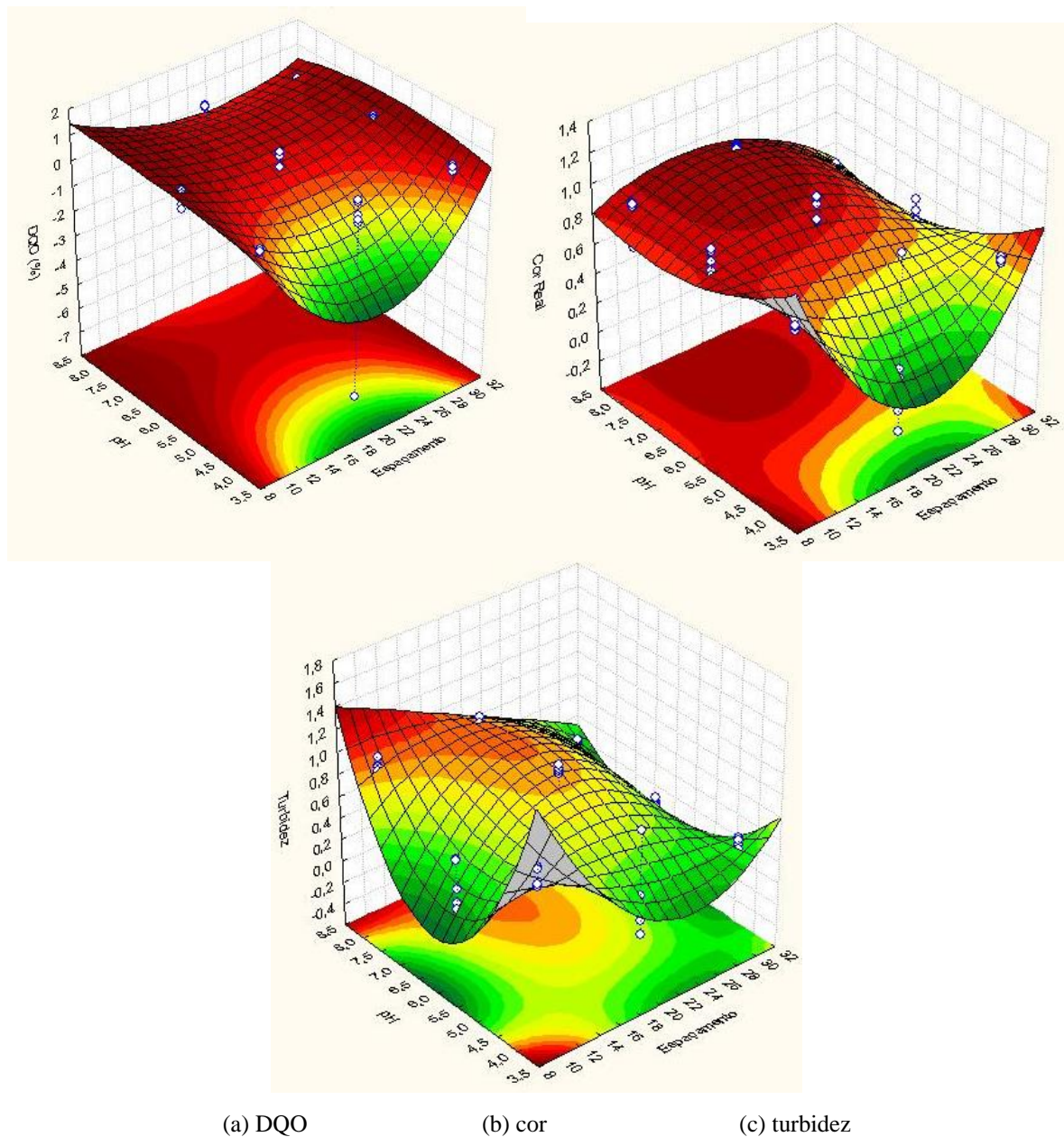
Figura 12 - Comparação entre os valores obtidos experimentalmente e os valores calculados a partir do modelo com relação a redução de cor (a), DQO (b) e turbidez (c) no tratamento de electrocoagulação



Com o intuito de proporcionar uma visualização tridimensional da análise estatística, foram construídas curvas a partir dos modelos propostos nas Equações 5, 6 e 7.

A Figura 13 expõe uma superfície de resposta obtida a partir do planejamento experimental aplicado à redução da DQO, da cor e da turbidez em função dos parâmetros de pH e espaçamento, e mantendo fixa a corrente utilizada em 3 A.

Figura 13 - Superfícies tridimensional para redução de DQO (a), cor (b) e turbidez (c) em função dos parâmetros de pH e espaçamento e fixando a corrente



(a) DQO

(b) cor

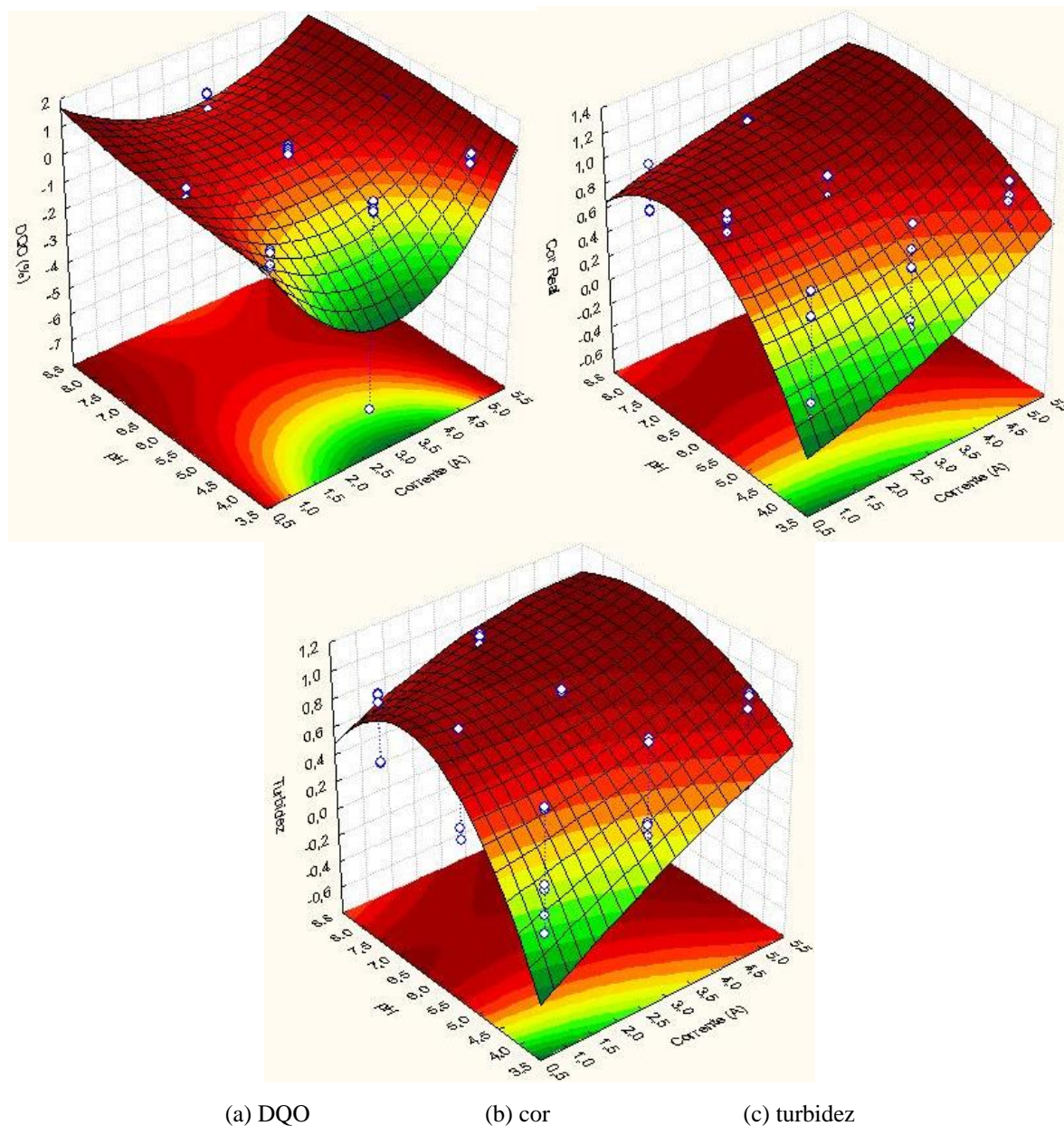
(c) turbidez

Com as superfícies de resposta representadas pela Figura 13, é possível verificar que, fixando-se a corrente, há um aumento do pH e diminuição do espaçamento na remoção de DQO. Para a remoção da cor e da turbidez, também há um aumento do pH e redução do espaçamento. Mondal *et al.* (2013) utilizaram eletrodos de alumínio no sistema de eletrocoagulação para tratar efluente de banho de estampagem têxtil. Com a obtenção de suas condições ótimas (pH = 6,6; espaçamento = 0,5 cm; tempo = 102 min e densidade de corrente = 19,51 mA/cm²), alcançaram percentuais de remoção de 99,7% para cor. Em 2011, Pajootan *et al.* estudaram a remoção de cor dos corantes amarelo ácido 220 e preto ácido com eletrodos de alumínio no processo de eletrocoagulação. Conseguiram obter 92% e 97% de eficiência de remoção para ambos os corantes. Para tanto, fizeram uso de uma densidade de corrente de 40 A/m² e pH de 5.

Dallago *et al.* (2012) estudaram como o valor do pH e a distância dos eletrodos podem influenciar na eficiência do tratamento. Seus resultados mostraram melhor eficiência quando o pH for igual a 7 e a distância entre eletrodos igual a 0,5 cm. Vale ressaltar que após um tratamento utilizando a eletroflotação, ocorre um incremento no valor do pH quando a solução está inicialmente abaixo de 7. Segundo Crespilho *et al.* (2004), em casos onde o efluente encontra-se acima de pH 9 há uma tendência em se estabilizar o pH, por isso a eletroflotação é conhecida como uma técnica neutralizadora de pH.

A Figura 14 expõe uma superfície de resposta obtida a partir do planejamento experimental aplicados a redução DQO, cor e turbidez em função dos parâmetros de pH e corrente e fixando o espaçamento em 2 cm.

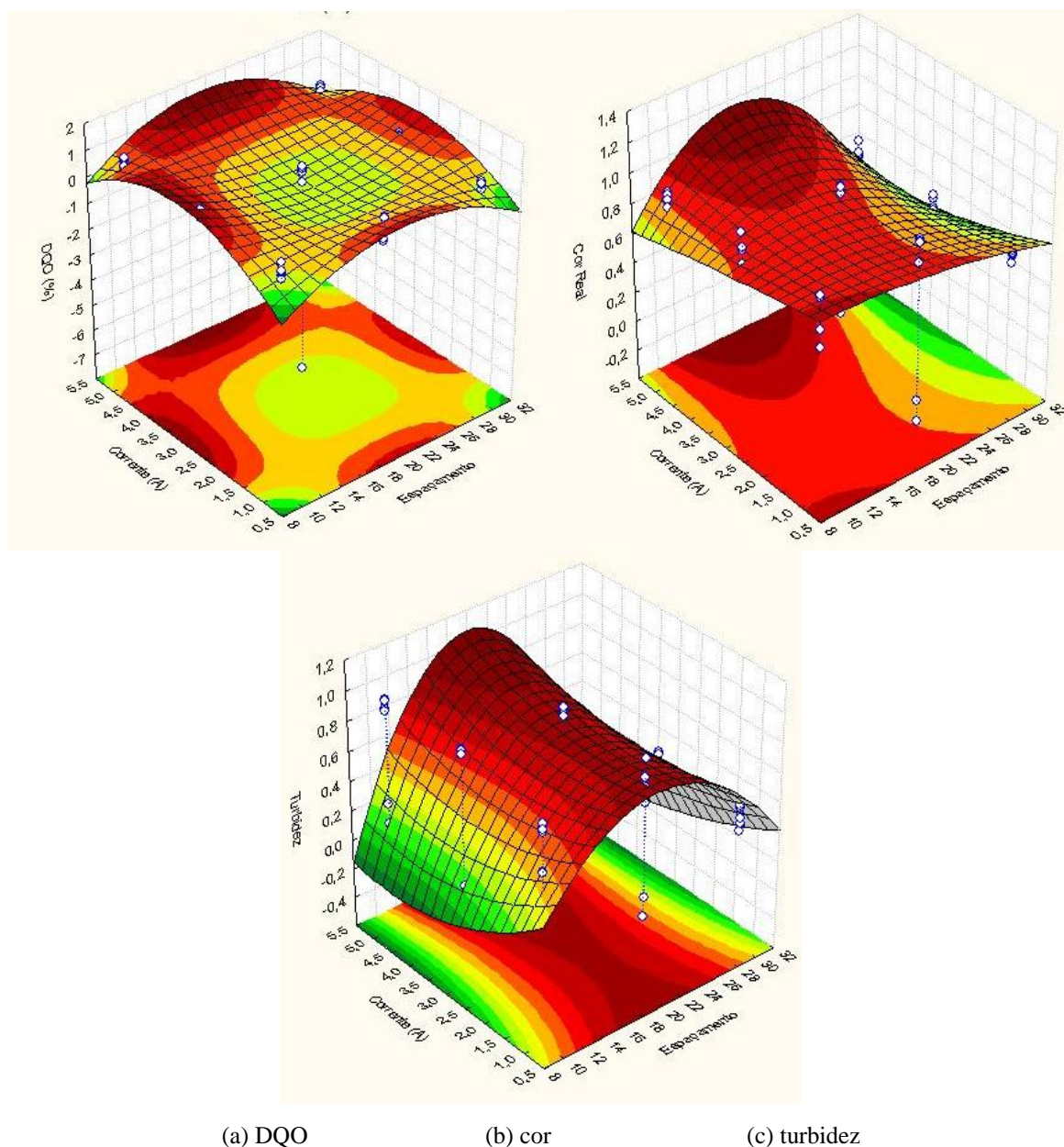
Figura 14 - Superfícies tridimensional para redução de DQO (a), cor (b) e turbidez (c) em função dos parâmetros de pH e corrente e fixando o espaçamento



É possível observar com as superfícies representadas na Figura 14 que as remoções mais efetivas de DQO ocorreram a uma diferença de potencial média, enquanto os remoções de cor e turbidez se mostraram mais efetivas a uma diferença de potencial menor. Comportamento semelhante foi observado por Mondal *et al.* (2013), os quais aplicaram a eletrocoagulação para o tratamento do efluente de banho de estampagem têxtil variando os valores de espaçamento entre os eletrodos de 0,5 à 2,5 cm. Os resultados mostraram que a diminuição do espaçamento entre as placas promoveu uma maior remoção de cor do efluente.

A Figura 15 expõe uma superfície de resposta obtida a partir do planejamento experimental aplicado na redução DQO, cor e turbidez em função dos parâmetros de espaçamento e corrente e fixando o pH em 8.

Figura 15 - Superfícies tridimensional para redução de DQO (a), cor (b) e turbidez (c) em função dos parâmetros de espaçamento e corrente e fixando o pH



É possível observar pelas superfícies representadas na Figura 15 que as remoções mais efetivas de DQO, cor e turbidez ocorreram em amostras mais alcalinas, pois pH alcalino é mais favorável para as remoções. Em seus estudos, Modirshahla *et al.* (2007) relataram que,

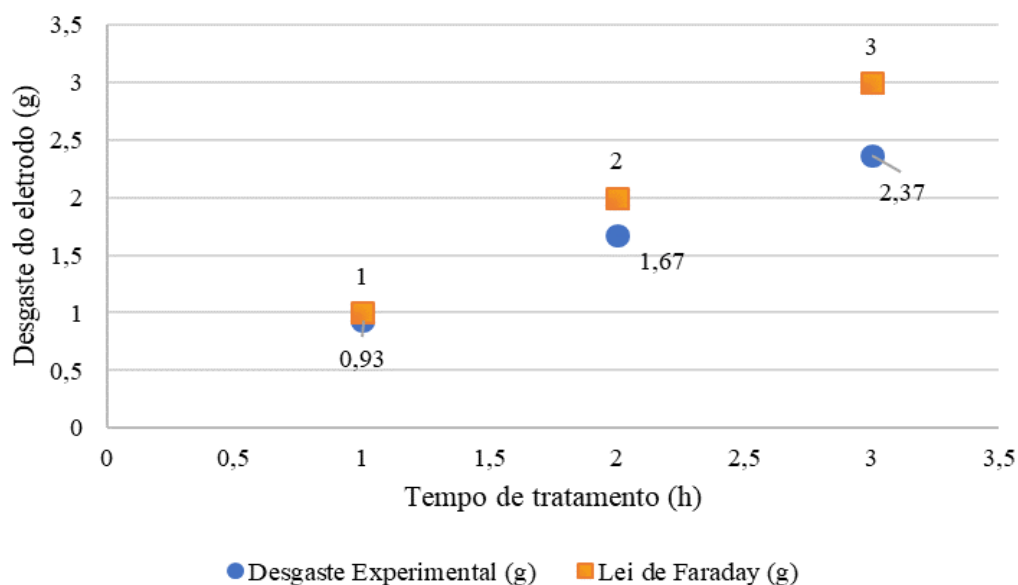
ao passo que a distância entre os eletrodos aumenta, a corrente elétrica diminui. Então, quando se deseja atingir uma certa densidade de corrente, a tensão deve ser aumentada. Com o aumento da distância, menor interação com íons de hidróxidos poliméricos é esperada.

Embora haja divergências entre os melhores parâmetros de tratamento, principalmente no espaçamento, onde os parâmetros de cor e turbidez se sobressaem a uma menor diferença de potencial, os estudos realizados mostram que a melhor intensidade de corrente para o tratamento seria em 3 A, o melhor espaçamento em 2 cm e o melhor pH em 8. É importante ressaltar que como a DQO é nosso principal objeto de estudo, o reator foi configurado para atender as melhores condições para a DQO.

4.2.1. Perda de massa do anodo

A Figura 16 expõe os resultados obtidos para o desgaste do eletrodo durante o processo de tratamento por EC, bem como os resultados teóricos oferecidos pela lei de Faraday.

Figura 16 - Comparação do desgaste do eletrodo no processo de tratamento com o estabelecido teoricamente pela lei de Faraday



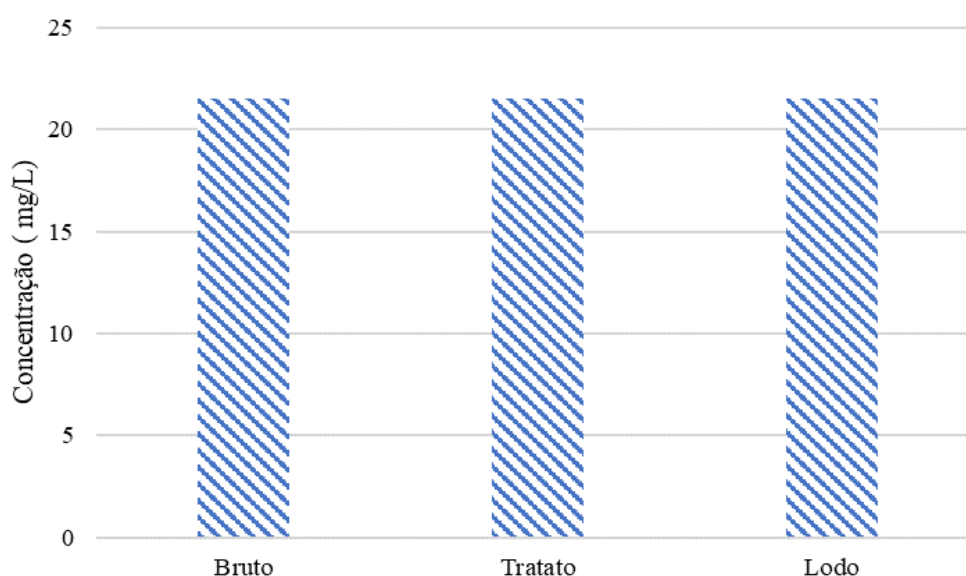
É possível perceber analisando a Figura 16 que os desgastes no eletrodo causados durante todo o tratamento estão abaixo dos valores teóricos calculados pela Lei de Faraday,

indicando um bom rendimento e uma boa resistência à corrosão. Além disso, é possível analisar que a perda de massa média durante o tratamento é de, $0,852 \text{ g.h}^{-1}$.

4.2.2. Determinação da concentração de alumínio no efluente tratado

Os resultados das análises da concentração de alumínio no efluente estão descritas na Figura 17.

Figura 17 - Determinação da quantidade de alumínio (Al) no efluente em diferentes fases de tratamento



A quantidade de alumínio apresentado no efluente bruto foi a mesma encontrada no efluente tratado, bem como a do lodo residual, mantendo-se uma média em torno de $21,54 \text{ mg/L}$, demonstrando que o processo EC não é eficaz no tratamento deste parâmetro. Devido ao eletrodo utilizado ter sido o de aço inoxidável 409, composto por carbono (C), Cromo (Cr), manganês (Mn), ferro (Fe) e níquel (Ni), quer dizer que a quantidade de alumínio encontrada no efluente bruto e no tratado foi a mesma tampouco porque o Alumínio não faz parte de sua composição, ou seja, não alteraria o resultado final.

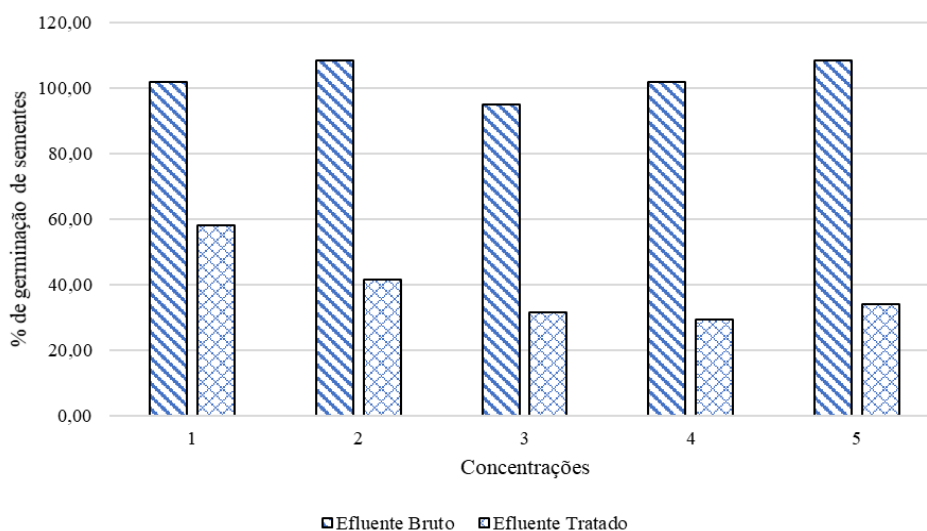
4.2.3. Estudo de toxicidade utilizando *Lactuca sativa*

Os bioensaios realizados com as sementes de L.S. com relação à toxicidade do efluente bruto e efluente tratado com EC e eletrodos de aço inox estão apresentados na Tabela 10, e seus resultados expressam que houve um desenvolvimento parcial das sementes, contudo, apresentando efeitos de baixo desenvolvimento de seus membros quando não a inibição total da germinação devido ao tratamento com eletrólise.

Tabela 10 - Dados dos bioensaios de toxicidade com as sementes de L. S. em função da concentração de efluentes (%) bruto e tratado por EC

	Concentração	Raiz	Radícula	Crescimento da raiz	Inibição do crescimento da raiz	Crescimento da radícula	Inibição do crescimento da radícula
	(%)	Mm	mm	%GR	%icrz	%GRd	%icrd
Referência Controle Negativo		25,12	17,41	1	0	1	0
Efluente Bruto	1	21,42	13,09	85%	15%	75%	4%
	3	24,17	17,10	96%	4%	98%	6%
	10	24,44	22,99	97%	3%	132%	8%
	30	22,16	19,81	88%	12%	114%	7%
	100	23,11	18,74	92%	8%	108%	6%
Efluente Tratado	1	17,45	11,51	69%	31%	66%	4%
	3	9,85	8,10	39%	61%	47%	3%
	10	11,65	9,69	46%	54%	56%	3%
	30	10,78	9,76	43%	57%	56%	3%
	100	5,12	4,64	20%	80%	27%	2%

Para facilitar a visualização, os resultados obtidos para os o teste de germinação absoluta das sementes estudadas podem ser observados na Figura 18, a qual representa o percentual de sementes germinadas em função das sementes plantadas (20 sementes).

Figura 18 - Germinação absoluta das sementes nos efluente bruto e tratado

A taxa de germinação absoluta das sementes no efluente bruto ultrapassa o percentual de 90%, deixando evidente que em nestas condições, o efluente não é letal às sementes. Após o tratamento com EC, essa taxa de germinação não passa de 58% em condição mais diluída. Quando analisada a taxa de desenvolvimento das sementes com o efluente tratado puro, o percentual é bem menor, chegando ao máximo de 33,90% de germinação, demonstrando então ser letal às sementes.

Nas Figuras 19 e 20 é possível observar os resultados obtidos para o percentual de crescimento relativo das raízes e radículas respectivamente.

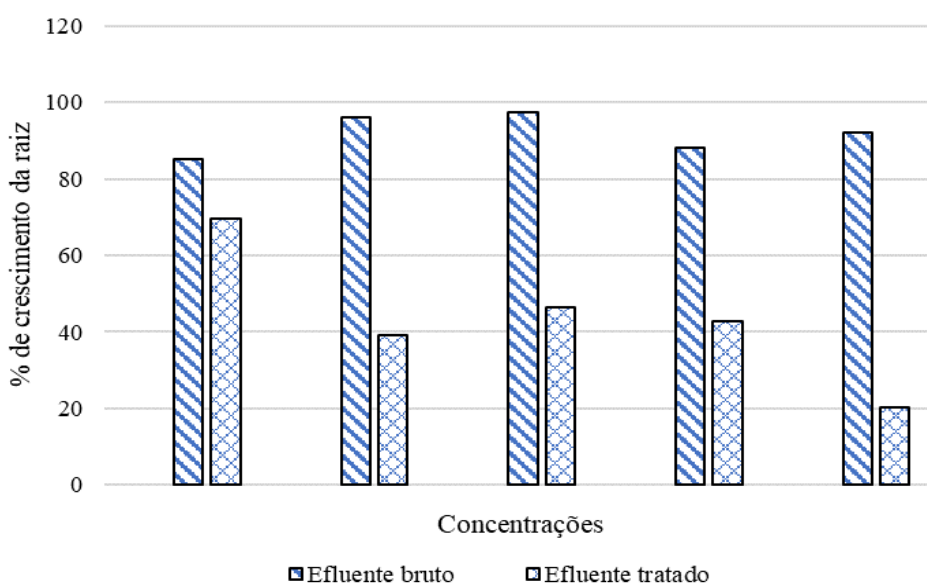
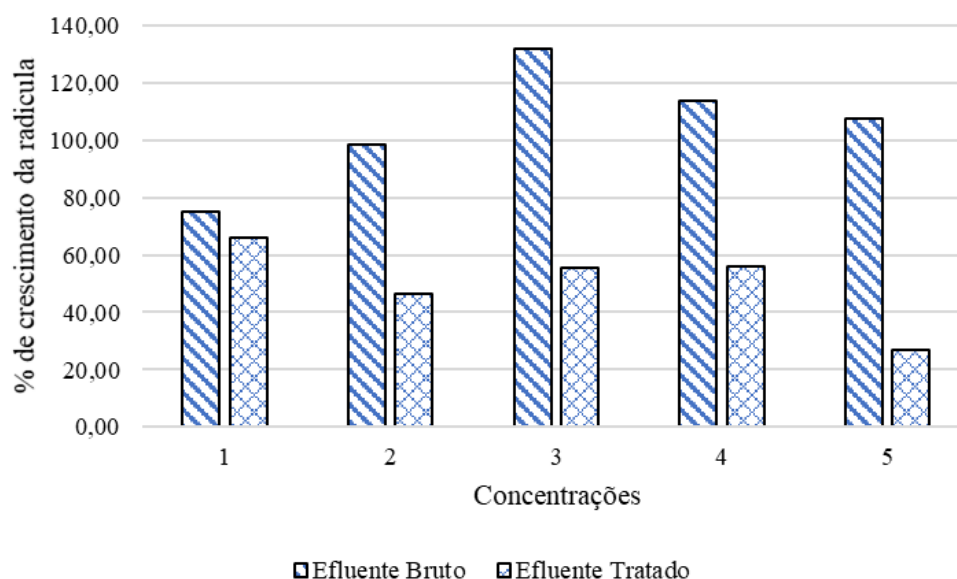
Figura 19 - Percentual de crescimento relativo de raiz

Figura 20 - Percentual de crescimento relativo de radícula

Analisando as Figuras 19 e 20 é possível observar que as sementes germinadas por efluente tratado por EC, mesmo quando se desenvolvem, apresentam um baixo teor de desenvolvimento tanto em suas raízes (atingindo um percentual de 69,47% em seu estado mais diluído e apenas 20,38% em seu estado puro), quanto em suas radículas (atingindo um percentual de 66,11% em seu estado mais diluído e apenas 26,65% em seu estado puro).

O processo de tratamento de efluente têxtil utilizando placas de EC se mostrou desfavorável ao desenvolvimento da espécie *L. S.* uma vez que seu percentual de germinação não passou de 58% em seu estado mais diluído, valor este muito abaixo do percentual de germinação informado pelo produtor da espécie (96%). Este efeito tóxico pode ter se dado devido a diversos fatores, como a oxidação de ferro constituinte das placas de aço inox, ou então da concentração de NaCl diluída no efluente para o aumento de condutividade do mesmo, conforme menciona Alexandre (2015).

Para os efluentes tratados, foi calculado o valor de DL_{50} , bem como o seu intervalo de confiança de 95%. Ao fim, o valor obtido para esta concentração foi de 10,19%, o que comprova o efeito tóxico deste efluente.

4.2.4. Parâmetros físico-químicos

Na Tabela 11 são apresentados os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos na caracterização do efluente no seu estado bruto após tratado nas condições ótimas de funcionamento, ou seja, 3 A de corrente, 2 cm de espaçamento e pH igual a 8.

Tabela 11 - Caracterização dos efluente bruto e tratado nas condições ótimas de operação

Parâmetro	Unidade	Art.1Res.CONAMA	Efluente Bruto	Efluente Tratado	Percentual de redução
		2005			
pH		5,0 - 9,0	8	9,15	*
Temperatura	°C	<40	22	36	*
Sólidos sedimentáveis	mL/L	<1,0	0,89	0,41	53,93%
Sólidos Suspensos	mg/L	Ausente	AUS	AUS	*
Alumínio	mg/L	*	21,54	21,54	0,00%
Condutividade	ms/cm	*	11,52	12,95	*
Turbidez	UNT	*	98	23,5	76,02%
DQO	mgO ₂ /L	200	463,91	184,85	60,15%
Cor		*	0,409	0,006	98,53%
Ferro	mg/L	15	0,156	0,732	*
Manganês	mg/L	1	0,235	*	*
Cromo	mg/L	1	*	*	*
Níquel	mg/L	2	0,198	0,297	*

É possível observar pela Tabela 11 que o valor de pH do efluente tratado (9,15) apresentou-se acima do limite definido pelo CONAMA devido ao aumento da alcalinidade da solução durante o processo de EC. Esse fenômeno pode ser explicado devido à reação da redução de água do cátodo, o que facilita a formação do íon hidroxila (OH) (ALEXANDRE, 2015). Foi observado, também, por Arslan-Alaton *et al.* (2009) o aumento do pH de efluentes tingidos durante os processos eletrolíticos com eletrodos de aço inox. Contudo, o aumento foi bem mais significativo em meios básicos e neutros, acarretando aumento rápido do pH. Sendo assim, para o lançamento deste efluente diretamente no corpo d'água seria necessário um ajuste nos níveis de alcalinidade, de modo a que este se enquadre nos parâmetros exigidos. Já em relação à temperatura atingida, o efluente tratado poderia ser lançado diretamente sem impactar o ambiente aquático.

Com relação aos parâmetros de cor, turbidez e DQO, todos, após a realização do tratamento, encontram-se dentro dos parâmetros estabelecidos. A cor aparente do efluente tratado é a que apresentou o maior percentual de redução, sendo de 98,53%. Embora este não seja um parâmetro para lançamento de efluente em corpos d'água, foi consultado a resolução CONAMA 357/05 para lançamento de águas doces de classe 1 a qual estabelece que o padrão de cor deve ser o mesmo ou menor que o do corpo receptor. Uma vez que o efluente tratado possui um valor de cor de 0,006 mg Pt/L, este estaria apto a ser lançado na maior parte dos corpos d'água. Com relação a turbidez do efluente tratado, este apresentou um percentual de redução de 76,02% em relação ao efluente bruto, atingindo valores de 23,5 NTU enquanto o efluente bruto partiu de 98,0 NTU. Como turbidez também não é um parâmetro para lançamento de efluentes em corpos d'água, recorreu-se mais uma vez à resolução 357/05 do CONAMA, o qual estabelece que o limite máximo para turbidez para lançamento de águas doces de classe 1 é de 40 NTU. Como o valor encontrado é 41,25% inferior ao limite estabelecido, podemos dizer que o efluente encontra-se apto a ser lançado direto ao corpo receptor com relação a este parâmetro físico-químico. Já com relação a DQO, este foi o parâmetro com o menor percentual de redução (60,15%), saindo de um valor bruto de 463,91 mgO₂/L para 184,85 mgO₂/L. Mesmo com um percentual de redução baixo se comparado aos outros, a concentração de DQO ainda se encontra abaixo do estabelecido pela resolução 430/2011 do CONAMA (200 mgO₂/L), assim, é possível afirmar que o efluente poderia ser lançado diretamente ao corpo receptor.

Para os metais pesados foram feitas análises de cinco tipos diferentes. O primeiro deles foi da concentração de alumínio que embora não estivesse presente na composição do eletrodo estudado e, portanto, não haveria acréscimo de concentração deste no efluente tratado, foi necessária para obter uma resposta quanto à capacidade de redução deste metal do efluente. Para tanto, foram estudadas as concentrações de alumínio no efluente bruto, no efluente tratado e no lodo residual pós tratamento e, em ambas, a concentração foi a mesma (21,54 mg/L) o que indica que o processo de EC não é eficaz na redução deste parâmetro. Também foram analisados os metais que compõe o eletrodo, ferro, manganês, cromo e níquel. Destes, foi possível constatar que a concentração de Fe aumentou 369,23%, variando de uma concentração de 0,156 mg/L para 0,732 mg/L e que o Ni aumentou 50%, aumentando de uma concentração inicial de 0,198 mg/L para 0,297 mg/L. Contudo, mesmo com esses aumentos consideráveis, as concentrações ainda se encontram dentro dos limites impostos pela resolução 430/2011 do CONAMA os quais são fixados em 15 mg/L para o ferro e 2 mg/L

para o níquel, podendo assim ser lançados diretamente ao corpo receptor. É importante ressaltar que as concentrações no efluente bruto e tratado de Cr estavam abaixo do limite de quantificação (0,1205 mg/L) e que o Mg apresentou uma concentração no efluente tratado a baixo do limite de detecção (0,1746 mg/L).

CAPITULO 5

5. CONCLUSÕES

Após a execução do tratamento do efluente têxtil com eletrodos de aço inoxidável, foi possível observar que, quanto aos aspectos físico-químicos analisados e estabelecidos pela resolução n° 430/2011 do CONAMA, este tratamento se mostrou eficaz tendo seus parâmetros todos enquadrados dentro dos limites impostos ou então facilmente ajustáveis para os mesmos.

Quanto à temperatura do efluente após o tratamento, esta atingiu um valor próximo de 36°C, enquanto o permitido pela resolução seria até 40°C, o que demonstra que, embora esteja quase no limite, o mesmo poderia ser lançado diretamente ao corpo d'água. Com relação ao pH do efluente após o tratamento, este ficou um pouco acima do estabelecido pela resolução (pH 9,00), alcançando um valor de 9,15. Sendo assim, para o lançamento deste efluente no corpo d'água seria necessário um pequeno ajuste, de modo a reduzir sua alcalinidade. O tempo necessário para este ajuste também ajudaria no resfriamento do efluente que, embora esteja enquadrado nos parâmetros, ficaria mais longe do limite.

Para os parâmetros de cor, turbidez e DQO, todos, após a realização do tratamento, mantiveram-se dentro dos parâmetros estabelecidos. A cor aparente do efluente tratado é a que apresentou o maior percentual de redução, sendo de 98,53%. A turbidez do efluente tratado apresentou um percentual de redução de 76,02% em relação ao efluente bruto. Como o valor encontrado é 41,25% inferior ao limite estabelecido, podemos dizer que o efluente encontra-se apto a ser lançado direto ao corpo receptor com relação a este parâmetro físico-químico. Já com relação a DQO, este foi o parâmetro com o menor percentual de redução (60,15%) o que é possível afirmar que o efluente poderia ser lançado diretamente ao corpo receptor.

Na concentração dos metais pesados que fazem parte da composição do eletrodo, as análises mostraram que todos se mantiveram dentro dos limites impostos pela resolução 430/2011 do CONAMA, significando que podem assim serem lançados diretamente ao corpo receptor. Vale lembrar que as concentrações no efluente bruto e tratado de Cr estavam abaixo do limite de quantificação e que o Mg apresentou uma concentração no efluente tratado também abaixo do limite de detecção.

Com relação às análises biológicas de toxicidade do efluente bruto e tratado, estes apresentaram resultados negativos. O percentual de germinação absoluta das sementes, que inicialmente no efluente bruto ultrapassava os 90%, caíram para 58% após o tratamento. Essa redução de eficiência se reflete nos crescimentos relativos de raiz (atingindo um percentual de crescimento de 69,47% em seu estado mais diluído e apenas 20,38% em seu estado puro), e radícula (atingindo um percentual de 66,11% em seu estado mais diluído e apenas 26,65% em seu estado puro). Para os efluentes tratados, foi calculado o valor da dose letal a cima de 50% DL₅₀, bem como o seu intervalo de confiança de 95%. Ao fim, o valor obtido para esta concentração foi de 10,19%, o que demonstra que o efluente tratado inibe a germinação das sementes em concentrações acima de 10% e comprova o efeito tóxico deste efluente.

Com relação ao desgaste das placas de aço inoxidável utilizadas como eletrodo, estas apontaram uma perda de massa de 0,852 g/h em tratamentos com volumes de 4 litros de efluente, contudo, esses desgastes estão dentro do previsto pela teoria segundo a Lei de Faraday. Também foi observado que este desgaste de material acarretou em um acréscimo de concentração de metais pesados (Fe e Ni) no efluente, contudo sem afetar as possibilidades de despejo do efluente no corpo receptor.

Deste modo, a utilização de placas de aço inoxidável como eletrodo no tratamento de efluente têxtil por EC se mostrou vantajosa, uma vez que ela reduziu as características físico-químicas do efluente tratado nas condições ótimas de funcionamento e, devido à sua maior resistência à oxidação, manteve os níveis de metais e acordo com os padrões impostos pela legislação.

CAPÍTULO 6

6. REFERÊNCIAS

ABIT (2017). Conjuntura do Setor. Disponível em: <<http://www.abit.org.br>>. Acessado em 08 de Fevereiro de 2018.

ABQCT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE QUÍMICOS E COLORISTAS TÊXTEIS. Tecnologia têxtil II. 2007.

ALEXANDRE, J. E. C. Estudo da tecnologia de eletrocoagulação aplicada ao tratamento de efluente têxtil utilizando corrente contínua pulsada. 2015. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

ALEXANDRE, J. E. C.; PARENTE, T. C.; RIBEIRO, J. P.; MAIA, L. G. C.; ABDALA NETO, E. F.; NASCIMENTO, R. F. Avaliação da eficiência da eletrocoagulação-flotação na descoloração de efluente têxtil. XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química COBEQ, 2014. Anais ... Florianópolis: 2014.

AMARAL, M. C.; KARAM JR, D.; RAMOS, J. B. Reciclagem industrial e reuso têxtil no Brasil: estudo de caso e considerações referentes à economia circular. Gestão e Produção, v. 25, n. 3, p. 431-443, 2018.

ANDRADE, R. O. B.; TACHIZA, W. A; CARVALHO, A. B. Gestão ambiental: enfoque estratégico aplicado ao desenvolvimento sustentável. São Paulo: Makron Books do Brasil, 2000. 206 p. ISBN 853461278-1.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16.ed., Washington, 1995.

ARAÚJO, M.; CASTRO, E. M. M. Manual de engenharia têxtil. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1984.

ARSLAN-ALATON, I., TURELI, G., ÖLMEZ-HANC, T. Treatment of azo dye production wastewaters using Photo-Fenton-like advanced oxidation processes: Optimization by response surface methodology. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, v. 202, p. 142-153, 2009.

BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. Como fazer experimentos. 2.ed. Campinas, SP: Editora da Unicamp, 2003. 401 p.

BASTIAN, E. Y. O.; ROCCO, J. L. S. Guia técnico ambiental da indústria têxtil. São Paulo: CETESB: SINDITÊXTIL, 2009, ISBN 978-85-61405-08-3.

BELTRAME, L. T. C. Caracterização de efluente têxtil e proposta de tratamento. 2000. 161f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Rio Grande do Norte, 2000.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. Manual de tratamento de águas residuárias industriais. São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.

- BRITO, G. A. Sustentabilidade: um desafio para as lavanderias industriais. *Redige*, v. 4, n. 02, p. 913-926, 2013.
- CAMBOIM, R. A. Técnica de eletroflotação aplicada na remoção de cores de efluentes têxteis. 2010. 96f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química, Campinas, 2010.
- CERQUEIRA, A. A. E.; MARQUES, M. R. C. Avaliação do processo eletrolítico em corrente alternada no tratamento de água de produção. *Química Nova*, v. 34, n. 1, p. 59-63, 2011
- CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, v.38, n.1, p.11-41, 2000.
- CISNEROS, R. L.; ESPINOZA, A. G.; LITTER, M. I. Photodegradation of an azo dye on the textile industry. *Chemosphere*, v. 48, p.393-399, 2002.
- COUTO JUNIOR, O. M. Tratamento de efluentes da indústria têxtil por coagulação e floculação utilizando polímeros naturais. 2005. 99f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade do Estado de Maringá, Maringá-PR, 2005
- CPRD 2001:2003 - Controle de carga orgânica em efluentes líquidos industriais
- CRESPILHO, F. N.; REZENDE, M. O. O. Eletroflotação: princípios e aplicações. 1.ed. São Carlos: Editora Rima, 2004.
- DALTIN, D.. Tensoativos química, propriedades e aplicações. São Paulo: Blucher, 2011.
- DANESHVAR, N.; KHATAEE, A. R.; AMANI, J.; GHADIM, A. R.; RASOULIFARD, M. H. Decolorization of C.I. Acid Yellow 23 solution by electrocoagulation process: Investigation of operational parameters and evaluation of specific electrical energy consumption (SEEC). *Journal of Hazardous Materials*, v.148, n. 3, p.566-572, 2017.
- DASGUPTA, J.; SIKDER, J.; CHAKRABORTY, S.; CURCIO, S.; DRIOLI, E. Remediation of textile effluents by membrane based treatment techniques: a state of the art review. *Journal of Environmental Management*, v. 147, p. 55-72, 2015.
- FREITAS, K. R. Caracterização e reuso do Efluente do Processo de Beneficiamento da Indústria Têxtil. 2002, 102f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.
- FU, Z. M.; ZHANG, Y. G.; WANG, X. J. Treatment textiles wastewater using anoxic filter bed and biological wriggle bedozone biological aerated filter. *Advances in Environmental Science and Engineering*, v. 518-523, p. 2961-2964, 2012.
- GOTSI, M.; KALOGERAKIS, N.; PSILLAKIS, E.; SAMARAS, P.; MANTZAVINOS, D. Electrochemical oxidation of olive oil mill wastewaters. *Water Research*, v. 39, n. 17, p. 4177-4187, 2005.
- GREENBERG, A. E.; CLESCER, L. S.; EATON, A. D. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18.ed. Washington: APHA, 1992.
- HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C., THURSTON R. V. Trimmed Spearman Karber statistical method for estimating median lethal concentration in toxicity bioassays. *Environmental Science & Technology*, v. 11, p. 714-719, 1997.

- HASSEMER, M. E. N.; SENZ, M. L. Tratamento de efluentes de uma indústria têxtil. Processo físico-químico com ozônio e coagulação/floculação. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 7, n. 1, p. 30-36, 2002.
- HENRIQUES, D. M. Degradação de nonilfenol polietoxilado e de efluente têxtil por meio de eletrocoagulação e processos fenton. 2004. 118f. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil, 2004.
- IMMICH, A. P. S. 2006. 103f. Remoção de corantes de efluentes têxteis utilizando folhas de azadirachta indica como adsorvente. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.
- KHANDEGAR, V.; SAROHA, A. K. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent: a review. *Journal of Environmental Management*, v. 128, p. 949-963, 2013.
- KOBYA, M.; HIZ, H.; SENTURK, E.; AYDINER, C.; DEMIRBAS, E. Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination*, v. 190, p. 201-211, 2006.
- KÖRBAHTI, B. K.; TANYOLA, A. Continuous electrochemical treatment of phenolic wastewater in a tubular reactor. *Water Research*, v. 37, n. 7, p. 1505-1514, 2003.
- KUMAR, P. R.; CHAUDHARI, S.; KHILAR, K. C.; MAHAJAN, S. P. Removal of arsenic from water by electrocoagulation. *Chemosphere*, v. 55, p. 1245-1252, 2004.
- KUNZ, A.; PERALTA-ZAMORA, P.; MORAES, S. G.; DURÁN, N. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. *Química Nova*, v. 25, n. 1, p. 78-82, 2002.
- LAGUNAS, F. G.; LIS, M. J.; Tratamento de efluentes na indústria têxtil algodoeira. *Revista Química Têxtil*, n. 50, p. 6-15, 1998.
- LIN, S. H.; CHEN, M. L. Treatment of textile wastewater by electrochemical methods for reuse. *Water Research*, v. 31, n. 4, p. 868-876, 1997.
- MANENTI, D. R.; SOARES, P. A.; SILVA, T. C. V.; MÓDENES, A. N.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; BERGAMASCO, R.; BOAVENTURA, R. A. R.; VILAR, V. J. P. Performance evaluation of different solar advanced oxidation processes applied to the treatment of a real textile dyeing wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, n. 2, p. 833-845, 2015.
- MANSOUR, L. B.; KSENTINI, I. e ELLEUCH, B. Treatment of wastewaters of paper industry by coagulation-electroflotation. *Desalination*, v. 208, p.34-41, 2007.
- MARTINS, J. E. C. A.; NETO, E. F. A.; LIMA, A. C. A.; RIBEIRO, J. P.; MAIA, E. F.; NASCIMENTO, R. F. Delineamento Box-Behnken para remoção de DQO de efluente têxtil utilizando eletrocoagulação com corrente contínua pulsada. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 22, n. 6, p. 1055-1064, 2017.
- MENESES, J. M.; VASCONCELOS, R. F.; FERNANDES, T. F.; ARAÚJO, G. T. Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: investigação dos parâmetros operacionais. *Química Nova*, v. 35, n. 2, p. 235-240, 2012.
- MERZOUK, B.; BOUCHAIB, G.; MADANI, K.; VIAL, C.; SEKKI, A. Removal of a disperse red dye from synthetic wastewater by chemical coagulation and continuous electrocoagulation. A comparative study. *Desalination*, v. 272, p. 246-253, 2011.

METCALF; EDDY. Wastewater engineering. Treatment, disposal, and reuse. 3. ed. Singapore: McGraw-Hill, Inc. International Edition, 1991.

MODIRSHAHLA N.; BEHNAJADY M.A.; KOOSHAIAN S. Investigation of the effect of different electrode connections on the removal efficiency of Tartrazine from aqueous solutions by electrocoagulation. *Dyes and Pigments*, v.74, n. 2, p. 249-257, 2007.

MOLLAH, M. Y. A.; GOMES, J. A. G.; KAMOL, K.; COCKE, D. L. Electrochemical treatment of orange II dye solution - use of aluminum sacrificial electrodes and floc characterization. *Journal of Hazardous Materials*, v. 175, p. 851-858, 2010.

MOLLAH, M. Y. A.; SCHENNACH, R.; PARGA, J. R.; COCKE, D. L. Electrocoagulation (EC): science and applications, *Journal of Hazardous Materials*, v. 84, n. 29, p. 29-42, 2001.

MOLLAH, M. Y. A.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J. A. G.; KESMEZ, M., PARGA, J. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, v.114, p.199-210, 2004.

MONDAL B.; SRIVASTAVA V. C.; KUSHWAHA J. P.; BHATNAGAR R.; SINGH S.; MALL I. D. Parametric and multiple response optimization for the electrochemical treatment of textile printing dye-bath effluent. *Separation and Purification Technology*, v. 109, p.135-143, 2013.

NAUMCZYK, J.; SZPYRKOWICZ, L.; ZILIO-GRANDI, F. Electrochemical treatment of textile wastewater. *Water Science and Technology*, v. 34, n. 11, p. 17-24, 1996.

PAJOOTAN, E.; ARAMI, M.; MAHMOODI, M. N. Binary system dye removal by electrocoagulation from synthetic and real colored wastewaters. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, v. 279, p. 282-290, 2011.

PAJOOTAN, E.; ARAMI, M.; MAHMOODI, N. M. Binary system dye removal by electrocoagulation from synthetic and real colored wastewaters. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, v. 43, p. 282-290, 2012.

PALÁCIO, S. M.; FAGUNDES-KLEN, M. R.; OLIVEIRA, C. C.; JULIANA CARLA GARCIA, J. C.; MANENTI, D. R. Combinação dos processos eletrocoagulação e fotocatalise heterogênea no tratamento de um efluente têxtil clorado. *Engevisa*, v. 17, n. 3, p. 407-420, 2015.

PALÁCIO, S. M.; NOGUEIRA, D. A.; MANENTI, D. R.; MÓDENES, A. N.; QUIÑONES, F. R. E.; BORBA, F. H. Estudo da toxicidade de efluente têxtil tratado por foto-fenton artificial utilizando as espécies *Lactuca sativa* e *Artemia salina*. *Engevista*, v. 14, n. 2, p. 127-134, 2012.

PEREIRA, A. F. S. Aplicação da eletroflotação no tratamento de efluente na indústria têxtil. 2007. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

PERES, C. S.; ABRAHÃO, A. J. Características e sistemas de tratamento de águas residuais das indústrias têxteis. *Revista Química Têxtil*, v. 21, p. 22-39, 1998.

PI, K.; XIAO, Q.; ZHANG, H.; XIA, M.; GERSON, A. R. Decolorization of synthetic Methyl Orange waste water by electrocoagulation with periodic reversal of electrodes and optimization by RSM. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 92, p. 796-806, 2014.

PIRES, E. C., CHAPARRO, T. R. Toxicity evaluation as a tool to assess the performance of an anaerobic immobilized biomass reactor. *Dyna*, v. 77, n. 164, p.284-391, 2010.

- QUADROS, S. S. Tratamento e reutilização de efluentes têxteis gerados nos tingimentos de tecidos de algodão. 2005. 78f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2005.
- RASCHITOR A.; FERNANDEZ C. M.; CRETESCU I.; RODRIGO M. A.; CAÑIZARES, P. Sono-electrocoagulation of wastewater polluted with Rhodamine 6G. Separation and Purification Technology, v.135, p.110-116, 2014.
- ROBINSON, T.; MCMULLAN, G.; MARCHANT, R.; NIGAM, P. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. Bioresource Technology, v. 77, p. 247-255, 2001.
- ROSA, J. M.; FILETI, A. M. F.; TAMBOURGI, E. B.; SANTANA, J. C. C. Dyeing of cotton with reactive dyestuffs: the continuous reuse of textile wastewater effluent treated by UV/H₂O₂ homogeneous photocatalysis. Journal of Cleaner Production, v. 90, p. 60-65, 2015.
- SALES, R. Cinética de degradação de efluente têxtil por biofilme em leito trifásico aeróbio. 1999. 65f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1999.
- SANIN, L. B. B. A indústria têxtil e o meio ambiente. Química Têxtil, v. 46, p. 13-34, 1997.
- SILVA, G. L. Avaliação do impacto ambiental gerado pelo processo de tingimento utilizado nas indústrias do setor têxtil: influência na coloração das águas residuárias descartadas. 2003. 112f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia Química, Campinas, 2003.
- SOUZA, P. C. Aplicação do processo de eletrocoagulação no tratamento de efluentes da indústria têxtil. 194f. Dissertação (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2016
- STRÖHER, A. P. Tratamento por adsorção em bagaço de laranja de um efluente da indústria têxtil. 2010. 78 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2010.
- THAVEEMAITREE, Y.; POLPRASERT, C.; SEUNG-HWAN, L. Application of electrochemical process for landfill leachate treatment with emphasis on heavy metal and organic removal. Environmental Technology, v. 24, n. 9, p. 1135-1145, 2003.
- TUNDISI, J. G. Gerenciamento integrado de recursos hídricos: novas perspectivas. Instituto Brasil PNUMA, n.75, p. 4-5, 2003.
- VALENTE, G. F. S.; MENDONÇA, R. C. S.; PEREIRA, J. A. M.; FELIX, L. B. Avaliação do custo de energia elétrica e de material no tratamento de efluente de uma indústria de laticínios por eletrocoagulação. III Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais, São Pedro, SP. 2012.
- VALERO, D; ORTIZ, J. M; EXPÓSITO, E; MONTIE, V; ALDAZ, A. Electrocoagulation of a synthetic textile effluent powered by photovoltaic energy without batteries: Direct connection behavior. Solar Energy Materials & Solar Cells, v. 92, p. 291-297, 2008.
- VAZ, G. L.; KLEN, M. R. F.; VEIT, M. T.; SILVA, E. A.; BARBIERO, T. A.; BERGAMASCO, R. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluentes de galvanoplastia. Eclética Química, v 35, n.4, 2010.
- VOGEL, A. I. in: S.H. JEFFERY, J. BASSETT, J. MENDHAM, R.E. Denney (Eds.) Vogel's Textbook of Quantitative Chemical Analysis. 5th edn. Longman, UK; 1989. p. 696-698.

WASTI, A.; AWAN, M. A. Adsorption of textile dye onto modified immobilized activated alumina. *Journal of the Association of Arab Universities for Basic and Applied Sciences*, v. 20, p. 26-31, 2014.

WIENDL, W. G. *O Processo Eletrolítico no Tratamento de Esgotos Sanitários*, Rio de Janeiro: ABES, 1998. 368 p.

WIJANNARONG, S.; AROONSRIMORAKOT, S.; THAVIPOKE, P.; KUMSOPA, A.; SANGJAN, S. Removal of reactive dyes from textile dyeing industrial effluent by ozonation process. *APCBEE Procedia*, v. 5, p. 279-282, 2013.