

# Otimização da eletrocoagulação aplicada em efluente têxtil

## Optimization of applied electrocoagulation in textile effluent

- **Data de entrada:**  
22/02/2018
- **Data de aprovação:**  
29/05/2018

Fabiola Tomassoni\* | Cristiane Lisboa Giroletti | Beatriz Lima Santos Klienchén Dalari |  
Maria Eliza Nagel-Hassemer | Maria Ângeles Lobo Recio | Flávio Rubens Lapolli

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.047>

### Resumo

A indústria têxtil desempenha papel vital para o desenvolvimento econômico de muitos países. No entanto, a descarga de seus efluentes no meio ambiente causa considerável poluição dos corpos receptores e sérios fatores de risco à saúde. Em geral, o tratamento convencional não degrada totalmente seus poluentes. Então, novos métodos de tratamento vêm sendo estudados na última década, destacando-se a eletrocoagulação. O presente trabalho objetivou avaliar a otimização do processo da eletrocoagulação aplicado em efluente têxtil sintético, a fim de investigar o efeito da intensidade de corrente e do pH com relação à remoção da cor. Os resultados revelaram o potencial da aplicação do processo com valores de intensidade de corrente de 33A e pH inicial 3, expondo remoção de cor na ordem de 95%. O tempo de eletrólise estabelecido em 30 minutos contribuiu para a efetividade do processo no tratamento do efluente têxtil sintético e demonstrou capacidade para aplicação em efluentes em escala real.

**Palavras-chave:** Efluente têxtil. Eletrocoagulação. Intensidade de corrente. pH.

### Abstract

The textile industry plays a vital role in the economic development of many countries. However, the discharge of its effluents into the environment causes considerable pollution of the receiving bodies and serious health risk factors. In general, conventional treatment does not totally degrade its pollutants, so new treatment methods have been studied in the last decade, especially electrocoagulation. The present work aimed to evaluate the optimization of the electrocoagulation process applied in synthetic textile effluent in order to investigate the effect of current intensity and pH in relation to color removal. The results revealed the potential of the application of the process with values of current intensity of 33A and initial pH 3, exposing color removal in the order of 95%. The electrolysis time established in 30 minutes contributed to the effectiveness of the process in the treatment of the synthetic textile effluent and showed capacity for application in real scale effluents.

**Keywords:** Textile effluent. Electrocoagulation. Current intensity. pH.

**Fabiola Tomassoni** – Bolsista (Capes) de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

**Cristiane Lisboa Giroletti** – Bolsista (CNPQ) de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

**Beatriz Lima Santos Klienchén Dalari** – Bolsista (CAPES) de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

**Maria Eliza Nagel-Hassemer** – Doutora em Engenharia Ambiental. Professora do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC.

**Maria Ângeles Lobo Recio** – Doutora em Química. Professora do Departamento de Engenharia de Energia, UFSC.

**Flávio Rubens Lapolli** – Doutor em Hidráulica e Saneamento. Professor Titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC. Bolsista de Produtividade em Pesquisa do CNPq.

\***Endereço para correspondência:** Rua Lauro Linhares, 1288, Trindade. Florianópolis - SC. E-mail: [fabiola\\_tomassoni@hotmail.com](mailto:fabiola_tomassoni@hotmail.com).

## 1 INTRODUÇÃO

As indústrias têxteis constituem fator de grande importância à economia brasileira, ocupando lugar de destaque na economia nacional. Forte gerador de empregos e com grande volume de produção e exportação, o valor da produção da cadeia têxtil em 2017 foi de cerca de R\$ 45 bilhões, sendo o segundo maior gerador do primeiro emprego no país (ABIT, 2015; ABIT, 2018). No entanto, o setor têxtil é um dos maiores consumidores de água do mundo, o que consequentemente gera grandes volumes de efluentes, os quais, quando não tratados corretamente, podem causar sérios problemas de contaminação ambiental (AFTAB et al., 2011; MORALI; UZAL; YETIS, 2016).

O efluente têxtil é caracterizado por ser altamente colorido devido à presença de corantes que não se fixam nas fibras durante o processo de tingimento (HU et al., 2016; BILAL et al., 2016). As características desse efluente são bastante complexas e variam com o tipo de atividade e processo industrial. Em geral, cerca de 90% dos produtos químicos utilizados no beneficiamento têxtil são eliminados após cumprirem seus objetivos (CERQUEIRA et al., 2009).

Com o elevado consumo de água e o baixo aproveitamento dos insumos, a indústria têxtil gera efluentes com elevada carga orgânica, o que classifica a atividade como de alto potencial poluidor do meio ambiente (KARTHIKEYAN et al., 2017). Sua descarga nos corpos d'água potencializa os riscos à saúde das pessoas. Os principais inconvenientes estão associados à entrada de componentes tóxicos nas cadeias alimentares de animais e seres humanos, podendo ser carcinogênicos e/ou mutagênicos (KUMAR et al., 2017).

Tipicamente, as indústrias têxteis tratam seus efluentes por processos físico-químicos e biológicos, como lodos ativados. Todavia, tais processos apresentam certas limitações e não

são totalmente capazes de degradar algumas substâncias presente nos efluentes, como, por exemplo, os corantes. Os corantes apresentam polímeros altamente estruturados e difíceis de serem biodegradados. Muitas vezes, grande parte de sua composição química é desconhecida (PASCHOAL; TREMILIOSI-FILHO, 2005; PEREIRA et al., 2010; RAJORIYA et al., 2018). Devido a essas limitações, novas tecnologias e métodos mais eficientes têm sido buscados para a degradação ou imobilização desses compostos, como a adsorção, ozonização, processos combinados de oxidação e membranas. Entretanto, muitos desses métodos apresentam altos custos, grandes produções de lodo e necessidade de regeneração (MÁRTÍNEZ-HUITLE; BRILLAS, 2009; COVNIICH et al., 2014).

Dentre essas novas tecnologias para o tratamento de efluentes, destaca-se a utilização da eletrocoagulação. Atualmente essa técnica é considerada versátil, de fácil operação e sem custos com reagentes químicos, sendo ambientalmente benigna (SEIFROTOVÁ et al., 2009; HOLKAR et al., 2016; SONG et al., 2017). Basicamente, a eletrocoagulação é produzida por reações de oxidação, com a dissolução de ferro (Fe) ou alumínio (Al) anódicos e pela produção de hidróxidos por meio da hidrólise da água no cátodo, formando hidróxidos metálicos gelatinosos que desestabilizam e agregam as partículas, promovendo a adsorção dos contaminantes dissolvidos e a sua precipitação, gerando efluente de elevada qualidade (MELO et al., 2008; SILVA et al., 2015; QI; YOU; REN, 2017). A técnica é baseada no processo de oxirredução gerado por uma corrente elétrica contínua, que promove a formação de flocos e consequentemente a clarificação do efluente (CHEN, 2004; SEIFROTOVÁ et al., 2009).

Contudo, a eletrocoagulação é um processo complexo, que envolve fenômenos físicos, químicos e mecanismos que operam simultaneamente para remoção dos poluentes. Para libe-

rar o agente coagulante que ajuda na formação dos flocos, uma diferença de potencial elétrica é aplicada nos eletrodos, e essa diferença, dependendo do pH, forma complexos monoméricos e/ou poliméricos de hidróxidos metálicos, que são responsáveis pela formação dos flocos (BENSADOK et al., 2007; GOLDBERGER, et al., 2011). Portanto, a eficiência do processo da eletrocoagulação está diretamente relacionada à otimização do pH e da intensidade de corrente elétrica. Esses dois parâmetros determinam a efetividade do processo na remoção de poluentes e seus custos operacionais (GIORDANO; FILHO, 2000; GARCIA et al., 2015).

De acordo com Mollah et al., (2001), esses parâmetros operacionais são chaves na eletrocoagulação, afetando não só o tempo de resposta do processo, mas também influenciando fortemente o modo dominante de separação e remoção de poluentes. O efeito do pH é importante no processo, pois a máxima eficiência de remoção de poluentes ocorre em pH ideal para determinado poluente, podendo aumentar ou diminuir dependendo das características do efluente (CAÑIZARES et al., 2005; KHANDEGAR; SAROHA, 2013). O mesmo acontece com a intensidade de corrente, responsável pela quantidade de coagulante, tamanho e crescimento dos flocos no processo (HAKIZIMANA et al., 2017).

Devido às limitações de remoção da cor presente em efluentes têxteis via processos de tratamento convencionais, o processo de eletrocoagulação apresenta-se como uma excelente técnica, pois, controlando a intensidade de corrente e o

pH, consegue-se gerar o coagulante in situ e na quantidade mínima que leva à máxima eficiência de remoção. O presente trabalho objetivou otimizar o processo de eletrocoagulação, considerando como principais parâmetros o pH inicial e a intensidade de corrente em função da remoção da cor do efluente.

## 2 METODOLOGIA

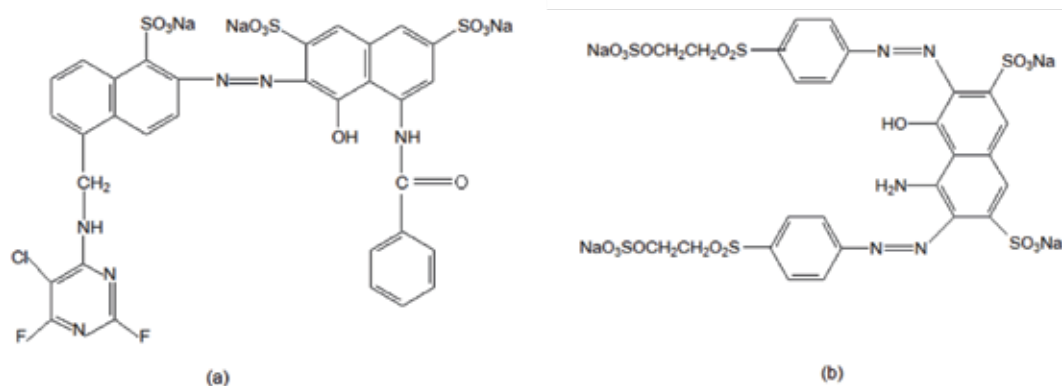
Os experimentos foram realizados no Laboratório de Reuso de Águas (LaRA), associado ao Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), pertencentes ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

O efluente sintético foi preparado conforme a metodologia de Mo et al. (2007), utilizando 25% da concentração original proposta pelo autor. A Tabela 1 apresenta a composição do efluente sintético.

**Tabela 1-** Composição do efluente têxtil sintético

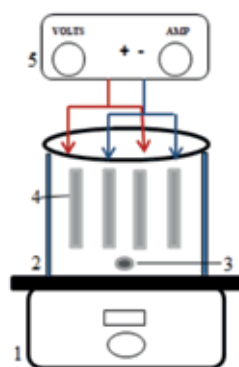
Composição	Concentração (g/L)
<i>Levafix Brilliant Red</i>	0,020
<i>Remazol Preto B 133%</i>	0,020
NaCl	2,000
Álcool Polivinílico	0,125
Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,188

Os corantes têxteis utilizados para o preparo das soluções foram o *Levafix Brilliant Red* e *Remazol Preto B 133%* (Figura 1). As concentrações dos reagentes basearam-se na quantidade média encontrada em efluente têxtil industrial.



**Figura 1-** Estrutura química dos corantes: (a) *Levafix Brilliant Red*; (b) *Remazol Preto B 133%*

Os experimentos foram realizados em um reator de eletrocoagulação de bancada, com volume útil de 1000 mL, constituído por um béquer de vidro como célula eletroquímica e equipado com dois pares de eletrodos de placas planas de alumínio (ânodo e cátodo), no formato retangular, com dimensões de 16 cm x 0,5 cm x 0,2 cm. A intensidade de corrente contínua aplicada foi controlada por meio da fonte de alimentação digital ajustável, modelo (PS - 1001), com variação de corrente de 0-10A e tensão 0-30V. O conjunto de eletrodos inseridos verticalmente no reator ficou parcialmente imerso na solução, obtendo como área efetiva 0,6435 m<sup>2</sup> e arranjado dentro da célula eletrolítica de modo monopolar paralelo. A representação esquemática do reator da eletrocoagulação é apresentada na Figura 2.



**Figura 2-** Representação esquemática do reator da eletrocoagulação monopolar paralelo. 1- Agitador magnético; 2- Célula eletroquímica; 3- Barra magnética; 4- Eletrodos de Alumínio; 5- Fonte de alimentação.

Para promover a homogeneidade do efluente durante o tempo de eletrólise, o reator recebeu um sistema de agitação, o qual operou em 200 rpm, sendo desligado após cessar a aplicação da corrente. A velocidade de rotação para a agitação do efluente foi selecionada com base nos estudos de KOBYA et al., 2003; CAN et al., 2006; AOUDJ et al., 2010. Também devido às amplas faixas de variabilidade de intensidade de corrente (0,6 – 200 A) e pH (2 – 12) encontradas, foram definidos os níveis máximos e mínimos destes parâmetros, na procura de seus valores pseudo-ótimos.

## 2.1 Delineamento Composto Central Rotacional – DCCR

Na otimização do processo de eletrocoagulação foi utilizada, como ferramenta estatística, a metodologia do Delineamento Composto Central Rotacional – DCCR. O DCCR analisou a influência dos parâmetros operacionais, intensidade de corrente ( $x_1$ ) e pH inicial ( $x_2$ ), no processo da eletrocoagulação, fornecendo os valores ótimos dos parâmetros estudados. Os valores das variáveis foram definidos com base em estudos encontrados na literatura (CHANG et al., 2007; CAÑIZARES et al., 2007; MARTÍNEZ-HUITLE; BRILLAS, 2009; SECULA; CRETESCU; PRETESCU, 2011). Realizaram-se quatro ensaios principais, somados a quatro repetições no ponto central e quatro ensaios nos pontos axiais, totali-

zando-se 12 ensaios, executados em duplicata. Foi determinado o tempo de eletrólise de 30 minutos em função da remoção da cor do efluente por meio de ensaios preliminares que demonstraram uma remoção efetiva da cor, na ordem de 90% neste

intervalo de tempo. Após a aplicação do processo de eletrocoagulação, as amostras foram mantidas em repouso por 60 minutos para sedimentação dos flocos. A matriz do delineamento experimental está representada na Tabela 2.

**Tabela 2-** Matriz do DCCR

	Ensaio	X <sub>1</sub>	i(A)	X <sub>2</sub>	pH
Pontos Fatoriais	1	1	43	1	3,5
	2	1	43	-1	2,5
	3	-1	23	1	3,5
	4	-1	23	-1	2,5
Pontos Centrais	5	0	33	0	3
	6	0	33	0	3
	7	0	33	0	3
	8	0	33	0	3
Pontos Axiais	9	1,41	53	0	3
	10	-1,41	13	0	3
	11	0	33	1,41	4
	12	0	33	-1,41	2

A análise estatística dos resultados de todos os ensaios da matriz foi realizada por meio do programa Statistica® (Statsoft, Inc), que possibilitou a obtenção do modelo matemático quadrático relacionando à remoção da cor com as variáveis testadas: intensidade de corrente e pH. A representação gráfica do modelo, com auxílio do gráfico de superfície de resposta, orientou a determinação da região ótima de operação da eletrocoagulação.

## 2.2 Determinação de remoção da cor

A cor real do efluente foi avaliada por espectrofotometria por meio da leitura da absorbância, utilizando espectrofotômetro Hach modelo DR/5000, no comprimento de onda de maior absorção do efluente na faixa do visível, 380 a 800 nm. Nas condições experimentais pode-se aplicar a lei de Lambert-Beer entre a concentração de corante e a absorbância das soluções. A remoção da cor (RC%) foi avaliada conforme a Equação 1.

$$RC (\%) = \frac{Cor_{ST} - Cor_T}{Cor_{ST}} \times 100 \quad \text{Equação 1}$$

Onde  $Cor_{ST}$  corresponde ao valor da cor no comprimento de maior absorbância na região visível no efluente sem tratamento; e  $Cor_T$  corresponde ao valor da cor no comprimento de maior absorbância na região visível no efluente tratado.

A determinação das frequências de vibração dos grupos funcionais presentes no efluente sintético contendo os corantes *Levafix Brilliant Red* e *Remazol Preto B 133%*, foi realizada com um Espectrofotômetro de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR), marca Shimadzu, modelo "IR Prestige - 21". Para essas análises, utilizaram-se as amostras do efluente sintético secas em estufa a 60°C, diluídas em pastilha de KBR, no intervalo de número de onda de 4000 a 500  $cm^{-1}$ .

O melhor tempo de eletrólise no processo de eletrocoagulação foi determinado mediante estudo cinético, efetuado nas condições de corrente e

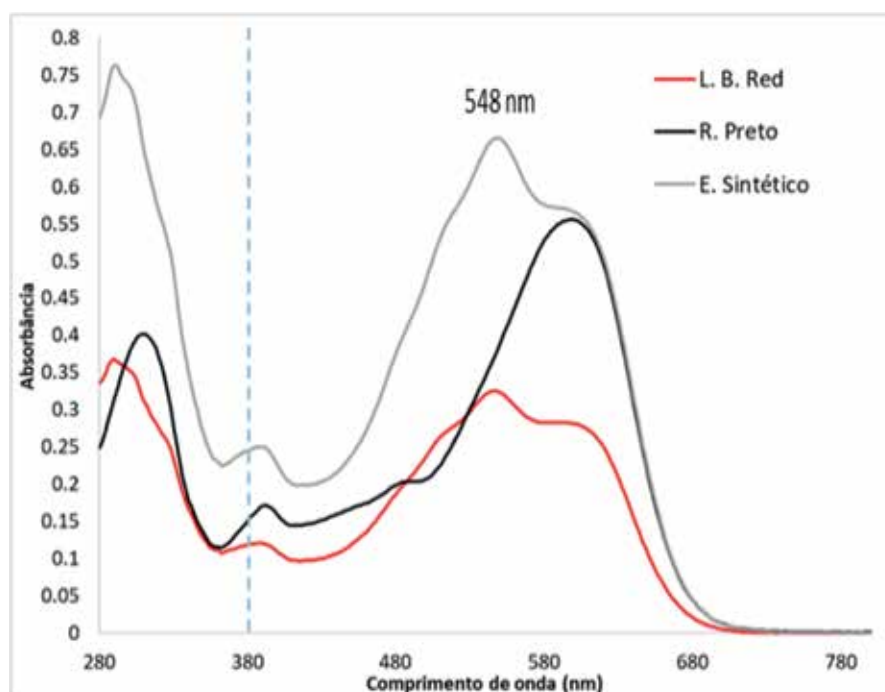
pH determinadas pelo DCCR. Foram realizados estudos de remoção da cor nos intervalos de tempo de 0, 2, 4, 6, 8, 10, 15, 20, 25, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 110 e 120 minutos.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O efluente sintético utilizado no experimento apresentou pH inicial de 7,0 e condutividade de 5,0 mS.

$\text{cm}^{-1}$ , sendo essas características semelhantes às de um efluente têxtil real tratado biologicamente.

Na Figura 3 são apresentados os espectros de absorção do efluente sintético e de seus corantes constituintes. Pode-se observar que o espectro do efluente sintético é a soma dos espectros do corante *Levafix Brilliant Red* e *Remazol Preto B 133%*, formando assim um espectro com superposição de bandas de absorção.



**Figura 3-** Espectros de absorção dos corantes, *Levafix Brilliant Red*, *Remazol Preto B 133%* e a solução aquosa da sua mistura.

As absorções nos comprimentos de onda na região UV correspondem aos grupos azo conjugados com anéis de benzeno e naftaleno. Já as absorções nos comprimentos de onda na região visível correspondem aos grupos cromóforos hiperconjugados, responsáveis pela cor dos corantes (SILVERSTEIN, WEBER, KIEMLE, 2007). A absorbância máxima na região do visível encon-

trada na varredura foi alcançada em 548 nm, e esta foi utilizada para leitura da cor do efluente.

Na Figura 4 são apresentadas as características dos grupos funcionais existentes no efluente, identificando os grupamentos existentes de acordo com a transmitância realizada pelo Espectrofotômetro de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR).

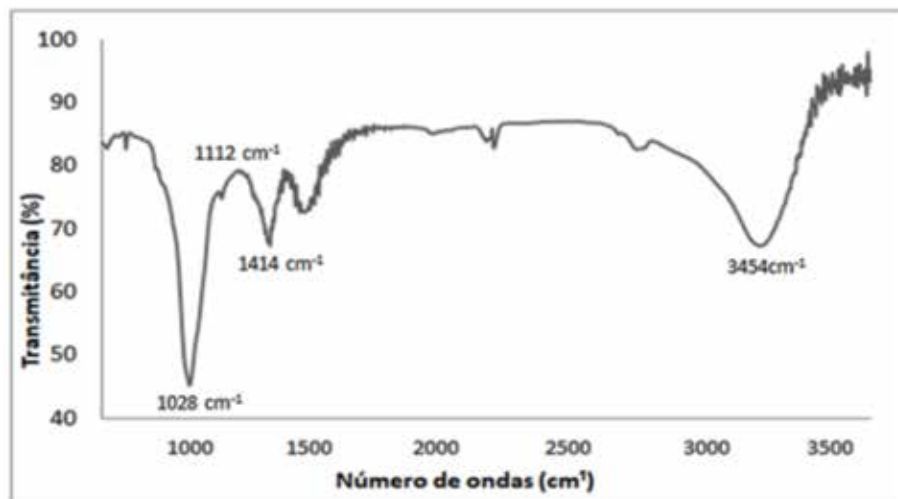


Figura 4- Espectros FTIR do efluente sintético.

As bandas de absorção na região de  $1000\text{ cm}^{-1}$  a  $1500\text{ cm}^{-1}$  correspondem aos grupos sulfônicos ( $1028\text{ cm}^{-1}$ ), às tensões C=C e C=N de grupos aromáticos ( $1112\text{ cm}^{-1}$ ) e às ligações do tipo azo ( $1414\text{ cm}^{-1}$ ). A banda larga centrada a  $3454\text{ cm}^{-1}$  corresponde às tensões e N-H de aminas primárias e secundárias unidas aos anéis aromáticos (SILVERSTEIN; WEBBAER; KIEMLE, 2007).

Os corantes do tipo azo são amplamente utilizados na indústria têxtil, pois apresentam boa relação de custo e facilidade de síntese, estando entre as mais importantes classes de corantes orgânicos com mais de três mil corantes conhe-

cidos. Por serem instáveis, são comumente mutáveis, com potencial cancerígeno e alta solubilidade em água. Esses compostos, livres no meio aquático, são conhecidos como xenobióticos e podem propiciar a formação de compostos exógenos ao meio, acarretando alterações no sistema, prejudicando a fauna e a flora. Portanto, torna-se essencial um tratamento adequado para as águas residuais que contenham essa classe de corantes (HAQUE; SMITH; WONG, 2015).

As respostas obtidas por meio do delineamento composto central rotacional e suas interações são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3- Delineamento composto rotacional da eletrocoagulação

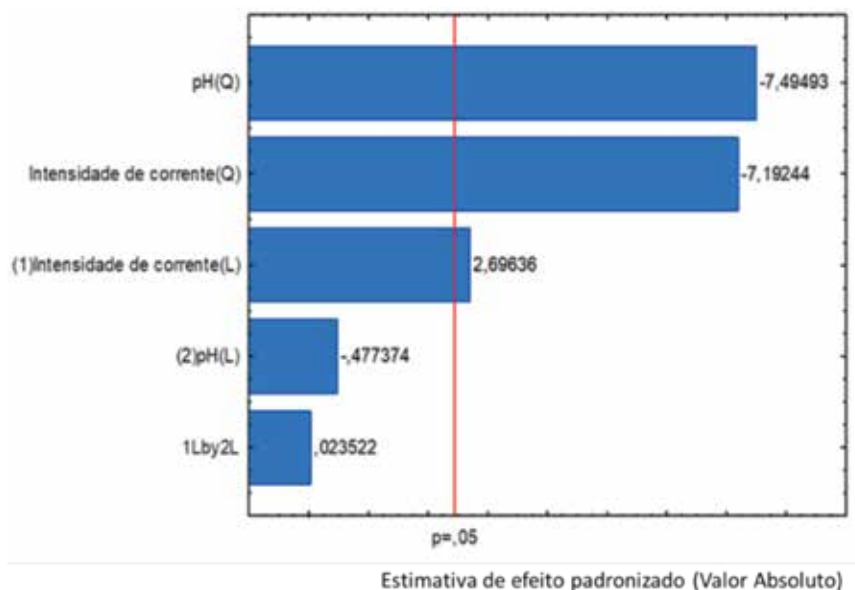
E	VC		VI		VD
	$x_1$	$x_2$	i (A)	pH	% RC
1	1	1	43	3,5	$72,03 \pm 1,71$
2	1	-1	43	2,5	$75,11 \pm 1,52$
3	-1	1	23	3,5	$70,70 \pm 1,67$
4	-1	-1	23	2,5	$73,96 \pm 1,55$
5	0	0	33	3	$93,81 \pm 0,93$
6	0	0	33	3	$95,67 \pm 0,39$
7	0	0	33	3	$97,38 \pm 1,05$
8	0	0	33	3	$95,14 \pm 0,97$
9	1,41	0	53	3	$83,52 \pm 1,26$
10	-1,41	0	13	3	$64,64 \pm 0,95$
11	0	1,41	33	4	$73,58 \pm 2,31$
12	0	-1,41	33	2	$72,75 \pm 1,82$

E-Ensaios; VC- Variáveis Codificadas; VI- Variáveis Independentes. VD- Variáveis Dependentes; i – Intensidade de Corrente; RC- Remoção da Cor.

De acordo com esses dados, as melhores configurações para remoção da cor ocorreram nos ensaios 6, 7 e 8, com intensidade de corrente de 33 A e pH inicial 3. A mesma Tabela mostra o menor desempenho observado nos ensaios 3 e 10, onde a aplicação da intensidade de corrente foi de 23 e 13 A e pH inicial 3,5 e 3, respectivamente. Can, Bayramoglu e Kobya (2003) obtiveram uma taxa de remoção da cor de aproximadamente 97%, com pH ótimo igual a 3, concluindo que pHs entre 3 e 5 estimulam a formação de hidróxidos, porém

valores de pH abaixo de 3 acabam retardando a formação dos flocos. O mesmo ocorre com a intensidade de corrente. Valores altos aumentam a velocidade de dissolução do ânodo, aumentando o número de flocos e, conseqüentemente, fornecendo maior remoção de poluentes.

Para validar o ajuste do modelo proposto com os resultados obtidos, realizou-se o teste de análise de variância (ANOVA) do modelo previsto para a remoção da cor (%), por meio do gráfico de Pareto, ilustrado na Figura 5.



**Figura 5-** Gráfico de Pareto para remoção da cor no comprimento de onda 548 nm do efluente estudado L- Termos Lineares; Q- Termos Quadráticos; 1Lby L- Interação entre intensidade de corrente em termos linear e pH em termos linear.

O gráfico de Pareto apresenta a significância dos resultados, com 95% de confiança, representado pela linha tracejada vermelha ( $p = 0,05$ ). A extensão horizontal das barras fornece os resultados dos efeitos das variáveis lineares (L), quadráticas (Q) e de interação linear entre as variáveis independentes. Nota-se, na Figura 5, que os termos quadráticos das variáveis analisadas, pH inicial e intensidade de corrente, apresentaram, respectivamente, maior significância estatística, com

sinal do efeito negativo para remoção da cor, ou seja, à medida que se aumentaram os valores de pH houve decréscimo na % de remoção da cor no efluente. Já a variável intensidade de corrente, em termos lineares, mostrou-se significativa para o mesmo intervalo e com sinal do efeito positivo, indicando aumento na remoção da cor. A interação entre as variáveis (1L by 2L) e pH (L) não apontaram significância estatística.



Estudo realizado por Secula, Cretescu e Petresco, (2011) na remoção do corante índigo carmim a partir de solução aquosa por eletrocoagulação, obteve aumento da descoloração do efluente de 49,2% para 98,9% duplicando a intensidade de corrente de 5,46 A para 10 A após 3 horas de eletrocoagulação. Isso se deve ao fato de que, em valores mais altos de intensidade de corrente, a taxa de dissolução anódica aumenta de acordo com a lei de Faraday e os hidróxidos de alumínio resultantes produzem mais flocos, aumentando assim o processo de coagulação (GUO et al.,

2006). Entretanto, a aplicação de corrente acima da intensidade ótima não resulta no aumento na eficiência de remoção, pois existe uma quantidade suficiente de flocos de hidróxidos metálicos disponíveis para sedimentação (KHANDEGAR; SAROHA, 2013).

Com base no gráfico de Pareto, realizou-se novamente o teste ANOVA, mantendo as variáveis significativas, a fim de averiguar sua significância na remoção da cor. Os valores podem ser observados na Tabela 4.

**Tabela 4-** Teste da análise de variância e coeficiente de regressão do modelo previsto para a redução da cor ao nível de significância de 95% ( $p < 0,05$ )

Efluente Sint. (λ548nm)	SM	GL	QM	F (Cal.)	p-valor
Regressão	1404,55	9	156,06		
Resíduos	106,43	1	106,43	0,68	0,43
Total	1514,32	11			
Média	95,500	1,9131	49,918		0,0000
i (L)	-7,295	2,7055	-2,696		0,0357
i (Q)	-21,756	3,0248	-7,192		0,0003
pH(L)	1,291	2,7055	-0,477		0,6499
pH(Q)	-22,671	3,0248	-7,494		0,0002

SM- Soma Quadrática; GL- Grau de Liberdade; QM – Quadrados Médios; CR- Coeficiente de Regressão; L- Termos Lineares; Q- Termos Quadráticos; i- Intensidade de Corrente.

Os p-valores das variáveis, intensidade de corrente e pH, mostraram-se significativos ao nível de 95% de confiança nos termos lineares e quadráticos para intensidade de corrente e apenas quadráticos para pH. O teste F foi utilizado para investigar se o modelo proposto indicava evidência estatística suficiente da relação dependente entre as variáveis de entrada e a resposta em % de remoção da cor (SANTOS; ALSINA; SILVA, 2007). O valor do teste F calculado deve ser maior que o valor do teste F tabelado para que o modelo seja significativo, ou seja, válido estatisticamente. O valor obtido para  $F_{cal}$  foi de 13,19, e viu-se que esse valor foi maior que  $F_{Tab} = (2; 9; 0,05) = 5,71$ . Isto é, a regressão obtida ajustou os pontos

experimentais de forma satisfatória, validando o modelo para o intervalo de confiança de 95%.

Considerando apenas os termos significativos, o modelo de remoção da cor para o comprimento de onda em que ocorre a maior absorção (548 nm) pode ser escrito de acordo com a Equação 2. Os valores dos coeficientes foram arredondados na terceira casa decimal.

$$\% \text{ Remoção de cor (548nm)} = 95,500 - 7,295i - 21,759pH - 22,671i^2$$

Equação 2

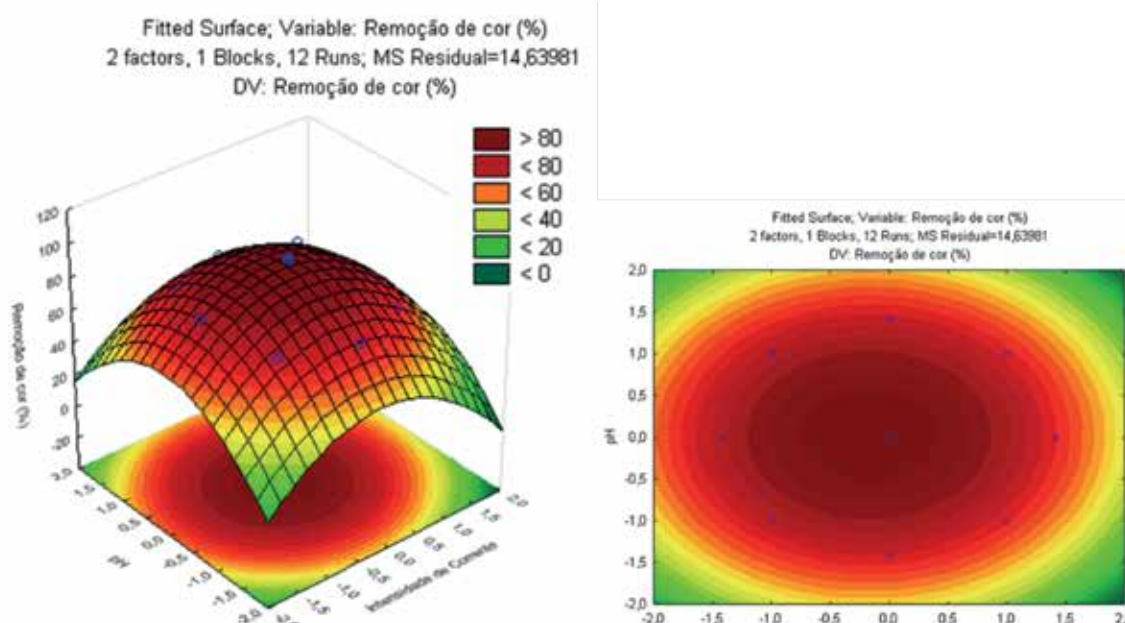
De acordo com a Equação 2, verificou-se que as duas variáveis independentes foram considera-

das significativas de algum modo, sendo favorável ou não à remoção da cor. Nota-se que as variáveis intensidade de corrente e pH quadráticas (Q) se destacam entre as demais variáveis, com valores de “p” igual a  $(3.10^{-4}$  e  $2.10^{-4}$ ), respectivamente, influenciando ambos os parâmetros na remoção de cor forma inversa (valor negativo do coeficiente de regressão), ou seja, quanto maior o seu nível, menor é a eficiência de remoção.

Chang et al. (2007), investigando a descoloração e a mineralização de uma solução de corante azo

tratado eletrocoagulamente, constataram que para pHs com valores mais baixos não há necessidade de intensidades de correntes altas, podendo atingir valores de descoloração acima de 90% em corantes desses grupos. Além disso, valores de intensidade de correntes mais altos apresentam aumento no consumo de energia e, consequentemente, aumento no custo do processo (DANESHVAR; OLADGARAGOZE; DJAFARZADEH, 2006).

O gráfico de superfície de resposta para a Equação 2 pode ser observado na Figura 6.



**Figura 6-** Superfície de resposta e perfil de contorno em relação à remoção da cor no comprimento de onda 548 nm do efluente estudado.

Assim, o modelo determinou que as maiores eficiências na remoção da cor serão observadas quando a solução for submetida a intensidades de correntes elétricas e pHs iniciais com valores próximos ao ponto central, ou seja, intensidades de corrente próximas a 33A e pH inicial 3.

Um pH inicial baixo retarda a formação de  $Al(OH)_3$  e estimula a formação de espécies hidroxipoliméricas que reagem com as moléculas dos corantes, resultando em sua precipitação

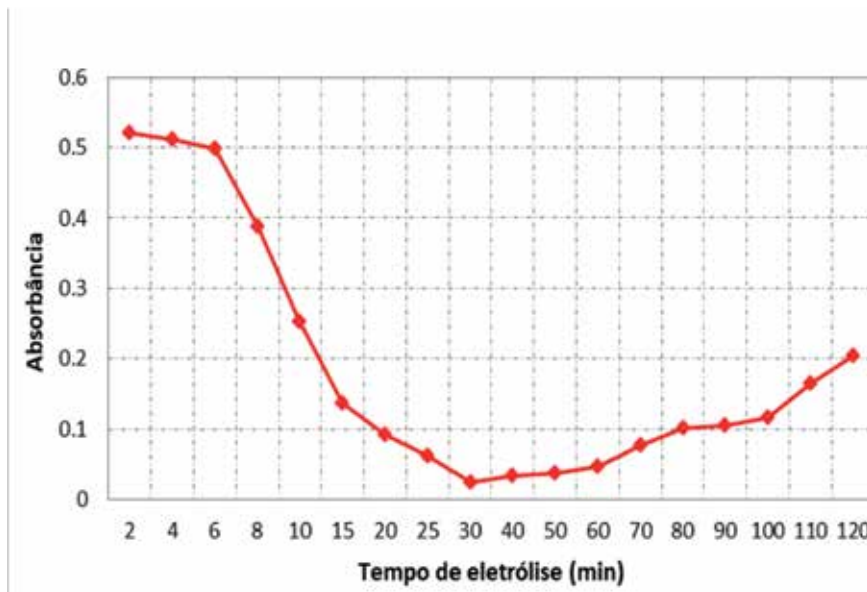
(CAN; BAYRAMOGLU; KOBAY, 2003). De acordo com Martínez-Huitle e Brillas (2009), o processo de precipitação dos corantes é responsável pela alta eficiência da descoloração por meio da adsorção das espécies poliméricas dos corantes nos flocos.

Outro fator importante é o tempo de eletrólise, e este está diretamente relacionado aos parâmetros operacionais utilizados no processo (MÁRTÍNEZ-HUITLE; BRILLAS, 2009).

### 3.1 Determinação do tempo ótimo de eletrocoagulação

Na Figura 7 é apresentada a remoção da cor, estabelecendo 548 nm como comprimento de

onda para leitura, utilizando os valores ótimos encontrados no DCCR (intensidade de corrente 33A e pH 3), avaliada durante os tempos determinados para a eletrólise.



**Figura 7-** Determinação da remoção da cor ao longo do período da nas condições ótimas determinadas pelo DCCR.

Observa-se pela Figura 7 que houve um decaimento da absorção da cor nos primeiros 30 minutos, apresentando remoção acima de 97% da cor, confirmando que o tempo utilizado no DCCR foi o tempo ideal para a eletrólise. Após os 30 minutos, observa-se que houve um acréscimo na absorção da cor, reduzindo a porcentagem de remoção após esse período. Esse aumento ocorre porque, durante a passagem da corrente elétrica, uma quantidade de massa do eletrodo é dissolvida na solução eletrolítica, formando o agente coagulante; após determinado tempo, ocorre na superfície do eletrodo a formação de um filme fino de óxido, fazendo com que o eletrodo não sofra corrosão facilmente, comprometendo o processo pela perda de eficiência em decorrência do aumento da resistividade do eletrodo (MOLLAH et al., 2004).

De acordo com Martínez-Huitle e Brillas (2009), o tempo de eletrólise dependerá principalmente dos parâmetros operacionais estabelecidos e das características do efluente a ser tratado. Neste estudo, o tempo ideal de eletrólise para tratamento de efluentes têxteis contendo corantes do tipo azo foi de 30 minutos.

Em relação ao valor final do pH encontrado na solução, não houve necessidade de correção das amostras. Pois, ao final do processo, o efluente apresentou pH entre 7 e 8. Isso acontece porque durante a eletrocoagulação ocorre aumento do pH quando seu valor inicial é menor do que 6, e redução quando maior que 8, sendo comportamento típico da eletrocoagulação com eletrodos de alumínio (GILI, 2015).

#### 4 CONCLUSÃO

A eletrocoagulação é um processo eficiente para a descoloração de efluentes têxteis. O pH inicial da solução, intensidade de corrente e o tempo de eletrólise são variáveis importantes que afetam a eficiência de descoloração. Desta maneira, devem ser levados em consideração na definição dos parâmetros ótimos operacionais do processo.

A efetividade do processo de eletrocoagulação para remoção de cor em efluente têxtil é comprovada pelos bons índices de remoção deste parâmetro. As melhores condições operacionais com intensidade de corrente de 33 A, pH inicial 3 e tempo de eletrólise de 30 minutos, promoveram remoção da cor em até 97,3%. Além disso, a ausência da necessidade de correção do pH das amostras eletrocoaguladas constitui-se como fator positivo do processo.

O DCCR se mostrou uma ferramenta simples e prática para planejar os experimentos e possibilitou a avaliação do efeito das variáveis independentes (intensidade de corrente e pH) e suas interações, na remoção da cor do efluente. Além disso, também proporcionou o desenvolvimento do modelo matemático que poderá ser útil para a realização de previsões, quanto à remoção de cor, do efluente têxtil, no intervalo de valores das variáveis independentes estudadas.

Os resultados obtidos apontam o processo de eletrocoagulação como promissor no tratamento de efluentes da indústria têxtil. Evidenciando que a aplicação da eletrocoagulação é apta ao tratamento de efluentes com corantes tipos azo, comprovando ter grande potencial em promover a remoção da cor. Desse modo, a eletrocoagulação pode contribuir para o tratamento do efluente industrial sem causar agressão ou destruição do meio ambiente.

#### 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AFTAB, U; KHAN, M. R; ALI, M; ASLAM, S. H; REHMAN, A. Decolorization and degradation of textile azo dyes by corynebacterium sp. Isolated from industrial effluent. **Pakistan Journal of Zoology**, v.43, p.1-8, 2011.
- AOUDJ, S; KHELIFA, A; DROUCHE, N; HECINI, M; HAMITOUCHE, H. Electrocoagulation process applied to wastewater containing dyes from textile industry. **Chemical Engineering and Processing**, n.49, p.1176-1182, 2010.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA TÊXTIL E CONFECÇÃO (ABIT). **Agenda de Prioridades Têxtil e Confecção - 2015/2018**. São Paulo. ABIT, 2015.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA TÊXTIL E CONFECÇÃO (ABIT). **Perfil do Setor – Dados Gerais do setor referentes a 2017**. São Paulo. ABIT, 2018.
- BENSADOK, K; BENAMMAR, S; LAPICQUE, F; NEZZAL, G. Electrocoagulation of cutting oil emulsions using aluminum plate electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v.152, p. 423-430, 2007.
- BILAL, M; ASGHER, M; IGBAL, M; HU, H; ZHANG, X. Chitosan beads immobilized manganese peroxidase catalytic potential for detoxification and decolorization of textile effluent. **International Journal of Biological Macromolecules**, v.89, p.181-189, 2016.
- CAN, O. T; BAYRAMOGLU, M; KOBYA, M. Decolorization of reactive dye solutions by electrocoagulation using aluminum electrodes. **Industrial e Engineering Chemistry Research**, v.42, p. 3391-3396, 2003.
- CAN, O. T; KOBYA, M; DEMIRBAS, E; BAYRAMOGLU, M. Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation. **Chemosphere**, v.62, p.181-187, 2006.
- CAÑIZARES, P; CARMONA, M; LOBATO, J; MARTINEZ, F; RODRIGO, M. A. Electrodeposition of aluminum electrodes in electrocoagulation process. **Industrial Engineering Chemistry Research**, v.44, p.4178-4185, 2005.
- CAÑIZARES, P; JIMÉNEZ, C; MARTÍNEZ, F; SÁEZ, C; RODRIGO, M. A. Study of the electrocoagulation process using aluminum and iron electrodes. **Industrial Engineering Chemistry Research**, v.46, p.6189-6195, 2007.
- CERQUEIRA, A; RUSSO, C; MARQUES, M. R. C. Electroflocculation for Textile Wastewater Treatment. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v.26, p.659-668, 2009.
- CHANG, E. E; HSING, H. J; KO, C. S; CHIANG, P. C. Decolorization, mineralization and toxicity reduction of acid orange 6 by iron-sacrificed plates in the electrocoagulation process. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v.82, p.488-495, 2007.

- CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and purification Technology**, v.38, p.11-41, 2004.
- COVINICH, L. G.; BENGOCHEA, D. I; FENOGLIO, R. J; AREAL, M. C; Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment in the Pulp and Paper Industry: A Review. **American Journal of Environmental Engineering**, p.56-70. 2014.
- DANESHVAR, N; OLADGARAGOZE, A; DJAFARZADEH, N. Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: An investigation of the effect of operational parameters. **Journal of Hazardous Materials**, v.129, p.116-122, 2006.
- GARCIA, A. G; MIRANDA, V. M; CIENFUEGOS, I. G. M; SANCHEZ, P. T. A; JUAREZ, M. C; HERNANDEZ, I. L. Industrial wastewater treatment by electrocoagulation-electrooxidation process powered by solar cells. **Fuel**, v.149, p.46-54, 2015.
- GILLI, I. **Tratamento De Efluentes Por Eletrólise: Estudo De Caso Para Efluentes Têxteis**. 102 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2015.
- GIORDANO, G; FILHO, O. B. **O Processo Eletrolítico Aplicado ao Saneamento Ambiental de Balneários**. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, RS, 2000.
- GOLDER, A. K.; CHANDA, A. K.; SAMANTA, A. N; RAY, S. Removal of hexavalent chromium by electrochemical reduction-precipitation: Investigation of process performance and reaction stoichiometry. **Separation and Purification Technology**, v.76, n.3, p.345-350, 2011.
- GUO, Z; ZHANG, G; FANG, J; DOU, X. Enhanced chromium recovery from tanning wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v.14, p.75-79, 2006.
- HAKIZIMANA, J. N; GOURICH, B; CHAFI, M; STIRIBA, Y; VIAL, C; DROGUI, P; NAJA, J. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination**, v. 404, p.1-21, 2017.
- HAQUE, Md. M.; SMITH, W.; WONG, D. K. Y. Conducting polypyrrole films as a potential tool for electrochemical treatment of azo dyes in textile wastewaters. **Journal of Hazardous Materials**, v.283, p.164-170, 2015.
- HOLKAR, C. R; JADHAV, A. J; PINJARI, D. V; MAHAMUNI, N. M; PANDIT, A. B. A critical review on textile wastewater treatments: Possible approaches. **Journal of Environmental Management**, v.182, p.351-366, 2016.
- HU, E; SHANG, S; TAO, X; JIANG, S; CHIU, K. Regeneration and reuse of highly polluting textile dyeing effluents through catalytic ozonation with carbon aerogel catalysts. **Journal of Cleaner Production**, v.137, p.1055-1065, 2016.
- KARTHIKEYAN, N; SIVARANJANI, T; DHANAVEL, S; GUPTA, VK; NARAYANAN, V; STEPHEN, A. Visible light degradation of textile effluent by electrodeposited multiphase CuInSe<sub>2</sub> semiconductor photocatalysts. **Journal of Molecular Liquids**, v.227, p.194-201, 2017.
- 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; CAN, O; BAYRAMOGLU, M. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, p.163-178, 2003.
- KUMAR, M. A; VIGNESHWARAN, G; PRIYA, M. E; SEENUVASAN, M; KUMAR, V. V; ANURADHA, D; SIVANESAN, S. Concocted bacterial consortium for the detoxification and mineralization of azoic-cum-sulfonic textile mill effluente. **Journal of Water Process Engineering**, v.16, p.199-205, 2017.
- MARTÍNEZ-HUITLE, C; BRILLAS, E. Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: A general review. **Applied Catalysis B: Environmental**, v.87, p.105-145, 2009.
- MELO, A. R. **Uso integrado e eficiente da água nas indústrias têxteis catarinenses**. P.161, 2008.
- MO, J; HWANG, J. E; JEGAL, J; KIM, J. Pretreatment of a dyeing wastewater using chemical coagulants. **Dyesand Pigments**, v.72, p.240-245, 2007.
- MOLLAH, M. Y. A; SCHENNACH, R; PARGA, J. R; COCKE, D. L. Electrocoagulation (EC)-Science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, v.84, p.29-41, 2001.
- MORALI, E. K; UZAL, N; YETIS, U. Ozonation pre and post-treatment of denim textile mill effluents: Effect of cleaner production measures. **Journal of Cleaner Production**, v.137, p.1-9, 2016.
- PASCHOAL, F. M. M; TREMILIOSI-FILHO, G. Aplicação da tecnologia de eletrofloculação na recuperação do corante índigo blue a partir de efluentes industriais. **Química Nova**, v.28, p.766-772, 2005.
- PEREIRA, L; PEREIRA, R; PEREIRA, M. F. R; VAN DER ZEE, F. P; CERVANTES, F. J; ALVES, M. M. Thermal modification of activated carbonosurfasse chemistry improves its capacity as redox mediator for azo dye reduction. **Journal of Hazardous Materials**, v.183, p.931-939, 2010.
- QI, Z; YOU, S; REN, N. Wireless Electrocoagulation in Water Treatment Based on Bipolar Electrochemistry. **Electrochimica Acta**, v.229, p.96-101, 2017.

RAJORIYA, S; BARGOLE, S; GEORGE, S; SAHARAN V. K. Treatment of textile dyeing industry effluent using hydrodynamic cavitation in combination with advanced oxidation reagents. **Journal of Hazardous Materials**, v.344, p.1109-1115, 2018.

SANTOS, E. G; ALSINA, O. L. S; SILVA, F. L. H. S. Desempenho de biomassas na adsorção de hidrocarbonetos leves em efluentes aquosos. **Química Nova**, v.30, n.º.2, 2007.

SECUA, M. S; CRETESCU, I; PRETESCU, S. An experimental study of indigo carmine removal from aqueous solution by electrocoagulation. **Desalination**, v.277, p.277-235, 2011.

SEIFRTOVÁ, M; NOVÁKOVÁ, L; LINO, C; PENA, A; SOLICH, P. An overview of analytical methodologies for the determination of

antibióticos in environmental Waters. **Analytica Chimica Acta**, v.649, p.158-179, 2009.

SILVA, J. R. P; MERÇON, F; SILVA, L. F; CERQUIRA, A.A; XIMANGO, P. B; MARQUES, M. R. C. Evaluation of electrocoagulation as pre-treatment of oil emulsions, followed by reverse osmosis. **Journal of Water Process Engineering**, v.8, p.126-135, 2015.

SILVERSTEIN, R. M; WEBER, F. X; KIEMLE, D. J. Identificação espectrométrica de compostos orgânicos. Tradução: Ricardo Bicca de Alencastro. Rio de Janeiro: LTC, 2007.

SONG, P; YANG, Z; ZENG, G; YANG, X; XU, H; WANG, C; XU, R; XIONG, W; AHMAD, K. Electrocoagulation treatment of arsenic in wastewaters: A comprehensive review. **Chemical Engineering Journal**, 2017.