

Otimização do tratamento de efluente de abatedouro e frigorífico por meio de eletrofloculação em reator de fluxo contínuo




Optimization of the treatment of wastewater from a slaughterhouse and packing plant through electroflocculation in a continuous flow reactor





- **Data de entrada:**
03/08/2019
- **Data de aprovação:**
23/11/2021

Vanessa Nayara Paloschi^{1*} | Fábio Orssatto¹ | Eduardo Eyng¹ | Flavia Manente Da Silva¹ | Laercio Mantovani Frare¹ | Leandro Fleck² | Maria Hermínia Ferreira Tavares³

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.003>

ORCID ID

Paloschi VN  <https://orcid.org/0000-0002-5415-0771>
Orssatto  <https://orcid.org/0000-0001-8188-9136>
Eyng E  <https://orcid.org/0000-0001-5190-3339>

Silva FM  <https://orcid.org/0000-0003-3712-6582>
Frare LM  <https://orcid.org/0000-0002-6367-0023>
Fleck L  <https://orcid.org/0000-0001-8763-6404>
Tavares MHF  <https://orcid.org/0000-0001-8973-4470>

Resumo

O objetivo desse trabalho foi avaliar a eficiência da técnica eletroquímica no tratamento de efluente de abatedouro e frigorífico de suínos por meio da análise das remoções da DQO, turbidez, cor e NTK, além de otimizar as variáveis corrente elétrica e tempo de detenção hidráulica (TDH) em um reator de fluxo contínuo de eletrofloculação. O sistema de tratamento em fluxo contínuo de bancada consistiu em um reator com volume de 1,6 L acoplado a um defletor com volume de 3,12 L; os eletrodos de alumínio foram acomodados no reator e conectados a uma fonte de corrente contínua. O efluente a ser tratado era bombeado para o reator, onde ocorriam as reações eletroquímicas e na sequência era direcionado para o defletor. Os testes seguiram um delineamento composto central rotacional, com duas variáveis independentes (corrente elétrica e TDH). As maiores remoções para a cor, turbidez, DQO e NTK foram 91,76%, 74,47%, 61,97% e 20%, respectivamente. Foi possível obter modelos matemáticos válidos para a remoção dos parâmetros analisados e, ao se calcular a função da desejabilidade, o resultado das condições otimizadas de tratamento foi de 18 min para o TDH e 1,5 A para a corrente elétrica, o que corresponde a uma densidade de corrente igual a 16,67 mA cm⁻². O alumínio residual variou de 1,21 a 4,61 mg L⁻¹ e o custo do tratamento ficou em 4,47 R\$ m⁻³.

Palavras-chave: Eletrocoagulação. Tratamento Eletrolítico. Tratamento Físico-químico. Águas Residuárias.

Abstract

The objective of this work was to evaluate the efficiency of the electrochemical technique in the treatment of swine slaughterhouse and packing plant wastewater by analyzing the removal of COD, turbidity, color, and TKN, in addition to optimizing the variables electric current and hydraulic detention time (HDT) in an electroflocculation continuous flow reactor. The continuous flow treatment system consisted of a reactor with a volume of 1.6 L coupled to a deflector with a volume of 3.12 L, the aluminum electrodes were accommodated in the reactor and connected to

¹ Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Medianeira - Paraná - Brasil

² Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul - Mundo Novo - Mato Grosso do Sul - Brasil

³ Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Cascavel - Paraná - Brasil

* **Autora correspondente:** nessa_nayarapaloschi@hotmail.com.

a direct current source. The effluent to be treated was pumped to the reactor, where the electrochemical reactions took place, and then it was directed to the deflector. The tests followed a central composite rotatable design, with two independent variables (electric current and HDT). The highest removals for color, turbidity, COD, and TKN were 91.76%, 74.47%, 61.97%, and 20%, respectively. It was possible to obtain valid mathematical models for the removal of the analyzed parameters and calculating the desirability function demonstrated that optimized treatment conditions were 18 min for the HDT and 1.5 A for the electric current, which corresponds to a current density equal to 16.67 mA cm⁻². Residual aluminum ranged from 1.21 to 4.61 mg L⁻¹ and the cost of treatment was 0,83 US\$ m⁻³.

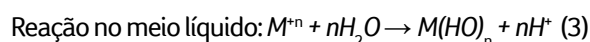
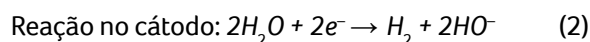
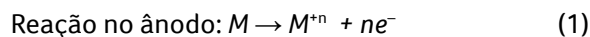
Keywords: Electrocoagulation. Electrolytic Treatment. Physical-chemical Treatment. Wastewater.

1 INTRODUÇÃO

Os abatedouros e frigoríficos de suínos geram grande quantidade de efluentes que possuem elevado grau poluidor devido a sua constituição, formada por proteínas, gordura e sais, dentre outros compostos (BUSTILLO-LECOMPTE e MEHRVAR, 2015). Para diminuir o impacto ambiental causado, empregam-se tratamentos específicos, citando como exemplo o sistema de lagoas de estabilização, normalmente utilizado no Brasil.

Como principais desvantagens do uso de lagoas para o tratamento de efluentes, pode-se citar a necessidade de áreas extensas e a liberação de maus odores. Uma alternativa que requer áreas menores para tratar grandes volumes de efluentes é a eletrofloculação (EF), também conhecida como eletrocoagulação ou eletroflotação. A técnica se baseia no uso de reações eletroquímicas para gerar o agente coagulante, o que ocorre devido à oxidação do eletrodo, liberando íons metálicos e hidroxila em solução (MOUSAZADEH et al., 2021).

Na sequência estão descritas as reações químicas (Eq. 1 a 3) que ocorrem no ânodo, no cátodo e no meio líquido. Enquanto o ânodo sofre oxidação e libera íons metálicos, no cátodo são produzidos os íons hidroxila e gás hidrogênio, devido à redução das moléculas de água. Os íons metálicos e hidroxila irão reagir e formar hidróxidos insolúveis (M(OH)_n), que irão atuar na coagulação dos colóides, já o gás gerado auxilia na flotação dos flocos de lodo formados (SIVARANJANI et al., 2021).



Normalmente utilizam-se eletrodos de alumínio ou ferro, devido ao baixo custo, disponibilidade e a formação de compostos amorfos, com propriedades coagulantes e de adsorção de poluentes insolúveis. O alumínio possui vantagens quando comparado ao ferro, como a solubilidade dos flocos, que é mínima em pH entre 6 e 7 e devido à formação de complexos hidrolíticos polinucleares que proporcionam uma melhor adsorção de partículas solúveis ou coloidais (TEGLADZA et al., 2021).

A geração eletroquímica do agente coagulante ocorre a partir da dissolução do ânodo de eletrodos de alumínio devido à passagem de uma corrente elétrica (CERQUEIRA et al., 2011). Além da corrente elétrica, outros fatores devem ser considerados, como a condutividade da solução, a resistividade do meio e o potencial aplicado entre os eletrodos, que relacionam-se entre si, e, uma vez controlados, a geração do agente coagulante passa a ser monitorada pela corrente obtida (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

O pH também exerce influência no processo de eletrofloculação, sendo que esse fator pode interferir na formação dos flocos. Durante o processo eletrolítico, o alumínio é convertido unicamente

no cátion Al^{+3} , sendo que os flocos formados são anfóteros. Com isso, podem atuar como ácido ou base, da maneira que em ambiente básico os flocos ocorrem na forma aniônica $[Al(OH)_4]^-$ e, em ambiente ácido, os flocos formados serão catiônicos $[Al(OH)_2]^+$ (TEGLADZA et al., 2021).

Muitos são os autores que utilizaram a eletrofloculação na remoção de poluentes em diferentes trabalhos de pesquisa. Tak et al. (2015) otimizaram a remoção de cor e DQO em efluente de produção bovina a partir da eletrofloculação em reator batelada, obtendo remoção de 95,2% e 93% para cor e DQO, respectivamente. Bayar et al. (2011) estudaram os efeitos da velocidade de agitação e densidade de corrente no tratamento de águas residuárias de frigorífico de aves pela eletrocoagulação em reator batelada, encontrando remoções de até 85% da DQO e 98% da turbidez.

Tsiptsias et al. (2015) utilizaram a eletrocoagulação em um reator batelada como pós-tratamento de água residuária provinda de usina de álcool e açúcar, com remoção de 10 a 54% da DQO. Gatsios et al. (2015) otimizaram o processo de eletrocoagulação em reator batelada no tratamento de efluente industrial visando à remoção de metais tóxicos, com remoção de 89% de manganês, 100% de cobre e zinco. Un et al. (2014) utilizaram um reator de fluxo contínuo de eletrocoagulação para o tratamento de efluente de soro de queijo, com remoção de 86,4% da DQO.

Observa-se que a maioria dos trabalhos citados foram desenvolvidos em reatores batelada;

sendo assim, verifica-se a necessidade de mais estudos sobre a eletrofloculação em reatores de fluxo contínuo. Dessa maneira, o objetivo desse trabalho foi avaliar a remoção da DQO, turbidez, cor e NTK em um efluente industrial proveniente de um abatedouro e frigorífico de suínos pela técnica eletroquímica e otimizar as variáveis corrente elétrica e tempo de detenção hidráulica (TDH) em um reator de fluxo contínuo de eletrofloculação utilizando eletrodos de alumínio, além de estimar o custo que envolve a eletrólise e quantificar o alumínio residual no efluente tratado.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Efluente de frigorífico e abatedouro de suínos

O efluente utilizado provém de um abatedouro e frigorífico de suínos localizado na região oeste do Paraná. Essa indústria abate aproximadamente 6.500 animais e produz uma vazão de 5.200 m^3 de efluente por dia.

A coleta do efluente ocorreu após a etapa de tratamento primário, composto por peneiras e decantadores, da estação de tratamento de efluente da indústria. O volume coletado foi de 50 L, armazenado em bombonas plásticas e mantido em refrigeração até a realização dos testes. Na Tabela 1 estão apresentados os parâmetros utilizados para a caracterização do efluente.

Tabela 1 - Análises físico-químicas para caracterização do efluente.

Parâmetros	Unidades	Métodos	Protocolo APHA (2005)
Demanda química de oxigênio	$mgO_2 L^{-1}$	Colorimétrico	5220 D
Alumínio Total	$mgAl L^{-1}$	Fotometria de chama	3111
pH	Sorënsen scale	Potenciométrico	4500 – H ⁺ B
Condutividade	$mS cm^{-1}$	Conduvímetero	2510 B
Turbidez	UNT	Nefelométrico	2130 B
Cor	UC	Espectrometria	2120 B
Nitrogênio total Kjeldahl	$mgN L^{-1}$	Kjeldahl	4500 – N _{org} B
Sólidos sedimentáveis	$mL L^{-1}$	Imhoff	2540 F

2.2 Sistema experimental

O sistema de eletrofloculação consistiu em um reator cilíndrico de policloreto de vinila, com 100 mm de diâmetro e volume útil igual a 1,61 L acoplado a um separador de fases construído em vidro, com dimensões de 37 cm de comprimento, 12 cm de altura e 10 cm de largura com um volume útil igual a 3,12 L. O efluente adentrava no reator pela parte inferior, onde era submetido às reações eletrolíticas e então saía pela parte lateral superior, sendo encaminhado ao defletor, com o intuito de realizar a separação do lodo gerado. O efluente tratado foi coletado na saída do defletor e o lodo acumulado na superfície era retirado manualmente.

O efluente bruto foi armazenado em um reservatório de 20 L, sendo que para garantir a ho-

mogeneização utilizou-se uma bomba submersa da marca e modelo BOYU FPI 350, submersible PUMP com vazão de 350 L h⁻¹. Para realizar a alimentação do reator utilizou-se uma bomba dosadora da marca EXATTA modelo EX, com capacidade de vazão de até 20 L h⁻¹, sendo que o tempo de detenção hidráulica foi controlado por meio da vazão bombeada.

Os eletrodos eram dispostos no reator a uma distância de 8 cm entre si e cada placa possuía 20 cm de comprimento e 5 cm de largura, totalizando uma área igual a 100 cm²; entretanto, a área do eletrodo imerso era de 90 cm². Foi utilizado um par de eletrodos de alumínio. A Fig. 1 ilustra a disposição sequencial do sistema descrito.

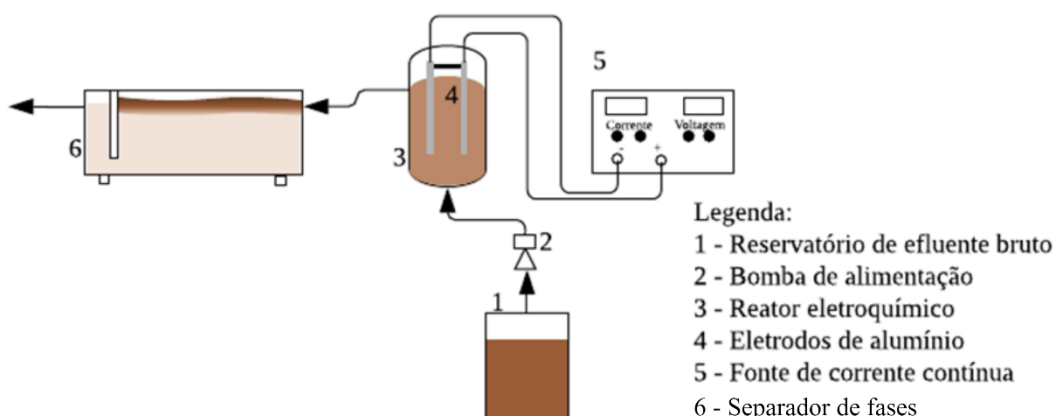


Figura 1 - Disposição do módulo experimental para o tratamento de efluente por eletrofloculação.

2.3 Avaliação do sistema

Para a verificação das melhores condições operacionais, foi considerada a eficiência de remoção de turbidez, cor, DQO e NTK. Além disso, avaliou-se a concentração de alumínio residual no efluente tratado, visto que devido as reações de oxirredução o material dos eletrodos é transferido ao meio líquido.

As amostras do efluente tratado foram coletadas após o sistema ser alimentado por dois tempos de detenção hidráulica, ou seja, se o ensaio possuía 30 min de TDH, a amostra era coletada após uma hora do sistema em funcionamento para garantir que o material coletado provia de um sistema em estado estacionário. Após a coleta, o efluente era armazenado em recipientes de plástico e conservado sob refrigeração para posteriores análises.

2.4 Planejamento experimental

O delineamento utilizado foi o DCCR (delineamento composto central rotacional), com duas variáveis independentes: corrente elétrica e tem-

po de retenção hidráulica (TDH), realizou-se um fatorial completo 2^2 , incluindo 4 pontos axiais e 3 repetições no ponto central, totalizando 11 ensaios. Observam-se na Tabela 2 os valores reais e codificados referentes aos ensaios.

Tabela 2 - Número de ensaios com os valores codificados e reais

Ensaio	Valores codificados		Valores reais		
	Corrente	TDH	Corrente (A)	Densidade de corrente (mA cm ⁻²)	TDH
1	-1	-1	0,47	4,7	12'55"
2	+1	-1	1,32	13,2	12'55"
3	-1	1	0,47	4,7	27'05"
4	+1	1	1,32	13,2	27'05"
5	0	0	0,9	9	20'
6	0	0	0,9	9	20'
7	0	0	0,9	9	20'
8	-1,41	0	0,3	3	20'
9	1,41	0	1,5	15	20'
10	0	-1,41	0,9	9	10'
11	0	1,41	0,9	9	30'

A partir dos resultados foi possível calcular os efeitos das variáveis, os respectivos erros e a análise de variância (ANOVA) para verificar a qualidade do ajuste do modelo obtido, o qual relacionou a variável-resposta às demais variáveis independentes testadas, assim como o efeito entre elas. A representação gráfica deste modelo constituiu em um gráfico de superfície, que auxiliou na determinação da região ótima de operação do sistema.

A análise de regressão dos dados obtidos por meio do DCCR permitiu o ajuste dos parâmetros de modelos quadráticos das variáveis-resposta em função dos fatores estudados e suas interações. A Eq. 4 representa um modelo geral, que pode ser utilizado para descrever a remoção DQO, cor, turbidez ou NTK. Os parâmetros α_i foram ajustados mediante análise de regressão, sendo que X1 é o valor codificado da corrente e X2 é o valor codificado da TDH.

$$\% \text{Remoção} = \alpha_0 + \alpha_1 X_1 + \alpha_2 X_2 + \alpha_{12} X_1 X_2 + \alpha_{11} X_1^2 + \alpha_{22} X_2^2 \quad (4)$$

Como o trabalho avaliou a remoção de quatro parâmetros, foi necessária a otimização simultânea das variáveis-resposta. Para isso, utilizou-se a função de desejabilidade, metodologia criada por Derringer e Suich (1980).

2.5 Custo da eletrofloculação

No processo de eletrofloculação, os principais custos envolvidos são o consumo dos eletrodos, consumo de energia elétrica, mão de obra para a operação e manutenção do sistema e disposição final do lodo gerado.

Como o presente trabalho foi realizado em escala de bancada, apenas o consumo dos eletrodos de alumínio e o consumo de energia elétrica na eletrólise foram considerados para calcular o custo do processo. Para calcular o consumo de energia elétrica, considerou-se a Eq. 5.

$$C_e = \frac{U \times i \times t}{1000 \times V} \quad (5)$$

Em que:

- C_e : consumo de energia (kWh m^{-3});
- U : diferencial de potencial aplicado no sistema (V);
- i : corrente elétrica aplicada (A);
- t : tempo de aplicação (h);
- V : volume de efluente tratado (m^3).

A massa consumida do eletrodo (M_{cel}) por volume, durante a EF pode ser quantificada pela Eq. 6.

$$M_{cel} = \frac{i \times t \times M}{F \times n \times V \times 1000} \quad (6)$$

Em que:

- M_{cel} : Massa consumida do eletrodo por volume (kg m^{-3});
- i : corrente elétrica aplicada (A);
- t : tempo de aplicação (s);
- M : massa molar do elemento predominante do eletrodo ($26,98 \text{ g mol}^{-1}$);
- F : constante de Faraday ($96.485, 3329 \text{ s A mol}^{-1}$);
- n : número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do ânodo (3);
- V : volume do efluente tratado (m^3).

Com os valores da massa do eletrodo e do consumo de energia elétrica, foi possível calcular os custos de operação utilizando a Eq. 7.

$$C_o = \alpha C_e + \beta M_{cel} \quad (7)$$

Em que:

- C_o : custo de operação ($\text{R\$ m}^{-3}$);
- α : custo de energia elétrica ($\text{R\$ kWh}^{-1}$);
- C_e : consumo de energia (kWh m^{-3});
- β : custo mássico do alumínio ($\text{R\$ kg}^{-1}$);
- M_{cel} : Massa de alumínio consumida (kg m^{-3}).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização do efluente bruto

Os valores dos parâmetros físico-químicos que caracterizam o efluente bruto utilizado nos testes estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Valores dos parâmetros de caracterização do efluente bruto.

Parâmetros	Valores	Unidades
Demanda química de oxigênio	2402,50	$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$
Alumínio total	0,00	mg Al L^{-1}
pH	7,13	Sorënsen scale
Condutividade	2,92	mS cm^{-1}
Turbidez	380,00	UNT
Cor	2790,00	UC
Nitrogênio total Kjeldahl	175,00	mg N L^{-1}
Sólidos sedimentáveis	9,00	mL L^{-1}

Bustillo-Lecompte & Mehrvar (2015) citam que os efluentes de frigoríficos podem apresentar valores de DQO que variam de 500 a 15900 mg L^{-1} , nitrogênio total de 50 a 841 mg L^{-1} , pH de 4,9 a 8,1, cor de 175 a 400 UC e turbidez de 200 a 300 UNT. Ao serem comparados os valores encontrados com dos autores, observa-se que apenas cor e turbidez apresentaram valores acima da faixa citada.

Koby et al. (2006), ao tratarem água residuária provinda de frigoríficos pela técnica de eletrocoagulação, encontraram uma condutividade igual a 1,99 mS cm^{-1} . A elevada condutividade encontrada no efluente é um fator importante para que ocorra a eletrofloculação, eliminando a necessidade de adição de sais como eletrólito suporte, visto que o meio líquido deve apresentar condutividade suficiente para viabilizar a eletrólise.

3.2 Eficiência de remoção

Analisando os percentuais de remoção para cor, turbidez, DQO e NTK mostrados na Fig. 2, percebe-se que

as curvas de remoção apresentaram comportamento semelhante. Além disso o parâmetro com maior remoção foi a cor, enquanto o que obteve a menor re-

moção foi o NTK. Vale ressaltar que os pontos centrais (ensaios 5, 6 e 7) apresentaram valores semelhantes, evidenciando-se a coerência dos dados.

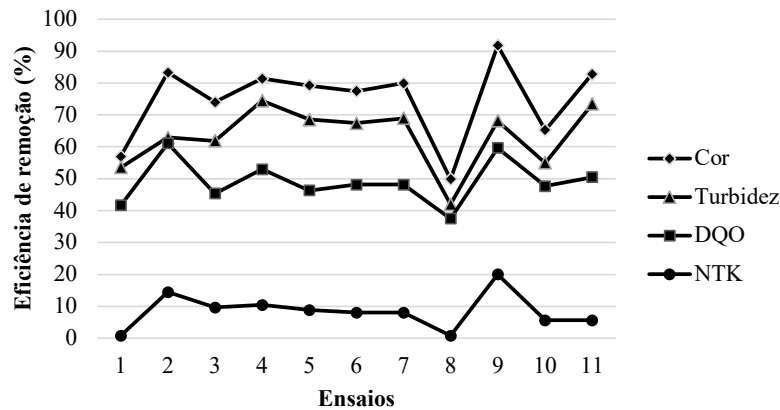


Figura 2 - Eficiência de remoção dos parâmetros estudados.

A estatística descritiva das eficiências de remoção para os parâmetros analisados está apresentada na Tabela 4. Observa-se que para a cor, a menor e a maior remoção ocorreram nos ensaios 8 (49,82%) e 9 (91,76%), respectivamente. Para a turbidez, a menor e a maior remoção ocorreram nos ensaios 8 (41,97%) e 4 (74,45%), respectivamente.

Para a DQO, a menor e a maior remoção ocorreram nos ensaios 8 (37,46%) e 2 (61,07%), respectivamente e para o NTK, a menor remoção ocorreu nos ensaios 1 e 8 (0,8%) enquanto a maior remoção ocorreu no ensaio 9 (20%). A menor remoção encontrada no ensaio 8, para todos os parâmetros, pode ser explicada pela menor corrente aplicada.

Tabela 4 - Estatística descritiva das eficiências de remoção de turbidez, cor, DQO e NTK.

Parâmetro	Médias (%)	Desvios-padrão (%)	Mínimo (%)	Máximo (%)
Cor	74,71	12,46	49,82	91,76
Turbidez	63,29	9,73	41,97	74,47
DQO	48,98	6,98	37,46	61,07
NTK	8,36	5,55	0,80	20,00

Bayramoglu et al. (2006), ao estudarem a eletrocoagulação no tratamento de águas residuárias de frigoríficos de aves, obtiveram 93% de remoção de DQO ao aplicarem densidade de corrente igual a 15 mA cm⁻² e pH inicial igual a 3, utilizando eletrodo de alumínio em reator batelada. Kobya et al. (2006) estudaram a influência de pH, tempo de operação, diferentes materiais de

eletrodo e densidade de corrente no tratamento de efluente de frigoríficos de aves e obtiveram remoção de 93% de DQO operando com pH inicial de 3, densidade de corrente de 15 mA cm⁻² e 25 min de TDH, com eletrodo de alumínio. Bayar et al. (2011) estudaram a influência da densidade de corrente e pH com eletrodos de alumínio no tratamento de efluentes de frigorífico de aves

e obtiveram 85% de remoção de DQO com pH inicial de 3, velocidade de agitação de 150 rpm e densidade de corrente igual a 1 mA cm⁻².

Em comparação aos trabalhos de Bayramoglu et al. (2006), Kobya et al. (2006) e Bayar et al. (2011), verifica-se que a remoção da DQO encontrada (61,07%) foi inferior. Percebe-se que os trabalhos citados o pH inicial foi ajustado para 3, sugerindo que em meio ácido a remoção da DQO é favorecida.

Asselin et al. (2008), ao estudarem a eficácia do processo da eletrofloculação no tratamento de efluentes de frigoríficos em reator batelada utilizando eletrodos de alumínio, obtiveram remoção de 82% de DQO e 90% de turbidez com uma intensidade de corrente de 0,3 A e 90 min de TDH. Neste trabalho, o TDH utilizado foi consideravelmente superior, justificando a remoção mais expressiva da DQO e turbidez encontrada pelos autores.

Ahmadian et al. (2012), ao examinarem o desempenho da eletrofloculação para o tratamento de água residuária de frigorífico em um sistema em

batelada com 8 eletrodos de ferro, 10 A m⁻² de densidade de corrente e 50 min de TDH, obtiveram remoção de 84% de nitrogênio total. Khennoussi et al. (2013) estudaram o tratamento de efluente do frigorífico municipal de Meknes no Marrocos por eletrocoagulação utilizando eletrodos de ferro e obtiveram remoção de 92,6% de DQO e 76,2% de nitrogênio total com uma diferença de potencial de 12 V e TDH igual a 25 min. Ahmadian et al. (2012) e Khennoussi et al. (2013) utilizaram eletrodos de ferro obtendo remoção considerável de nitrogênio, o que indica que o ferro pode favorecer a remoção deste contaminante.

3.3 Otimização do processo de eletrofloculação

Os modelos matemáticos para a remoção de cor, turbidez, DQO e NTK foram avaliados a partir dos resultados obtidos sendo considerados significativos os parâmetros com p – valores menores que 5%. Nas Tabelas 5, 6, 7 e 8 encontram-se os coeficientes do modelo de regressão, sendo que os termos lineares estão associados à letra L e os termos quadráticos à letra Q.

Tabela 5 - Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de cor.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(5)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	78,84685	2,622960	30,06026	0,00001	72,104	85,5894
x ₁ (L)	11,63722	3,217284	7,23419	0,00079	15,004	31,5447
x ₁ (Q)	-3,66048	3,839057	-1,90697	0,11483	-17,189	2,54766
x ₂ (L)	4,99200	3,217284	3,10324	0,02675	1,7137	18,2543
x ₂ (Q)	-2,03792	3,839057	-1,06168	0,33695	-13,944	5,79277
x ₁ x ₂	-4,74910	4,543154	-2,09066	0,09082	-21,176	2,18034

Tabela 6 - Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de turbidez.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(5)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	68,27520	2,012917	33,91855	0,00000	63,1008	73,44957
x ₁ (L)	7,38034	2,469014	5,97837	0,00188	8,4139	21,10749
x ₁ (Q)	-5,73943	2,946176	-3,89619	0,01145	-19,0523	-3,90548
x ₂ (L)	5,74406	2,469014	4,65292	0,00557	5,1413	17,83493
x ₂ (Q)	-1,13970	2,946176	-0,77368	0,47409	-9,8528	5,29399
x ₁ x ₂	0,81579	3,486515	0,46797	0,65949	-7,3308	10,59395

Por meio da análise de regressão para a variável-resposta de remoção da cor (Tabela 5) percebe-se que os termos lineares relacionados à corrente elétrica (X_1) e TDH (X_2) foram significativos. Observa-se também que esses termos representam um efeito positivo ao modelo. Para

a variável-resposta remoção de turbidez (Tabela 6), os termos significativos foram a corrente (X_1) e TDH (X_2) lineares e a corrente quadrática, sendo que os termos lineares apresentaram efeito positivo, enquanto a corrente quadrática apresentou efeito negativo.

Tabela 7 - Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de DQO.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(5)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	47,52807	1,089523	43,62283	0,00000	44,7274	50,32878
x_1 (L)	7,30437	1,336393	10,93147	0,00011	11,1734	18,04404
x_1 (Q)	0,87245	1,594664	1,09421	0,32375	-2,3543	5,84411
x_2 (L)	-0,06930	1,336393	-0,10371	0,92143	-3,5739	3,29670
x_2 (Q)	1,13153	1,594664	1,41915	0,21508	-1,8361	6,36228
$x_1 x_2$	-2,94225	1,887131	-3,11822	0,02630	-10,7355	-1,03347

Tabela 8 - Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de NTK.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(5)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	8,26349	1,293639	6,38778	0,001392	4,9381	11,58889
x_1 (L)	5,19947	1,586759	6,55357	0,001240	6,3200	14,47783
x_1 (Q)	1,27624	1,893416	1,34808	0,235482	-2,3147	7,41966
x_2 (L)	0,60179	1,586759	0,75852	0,482345	-2,8753	5,28247
x_2 (Q)	-1,13812	1,893416	-1,2022	0,283113	-7,1434	2,59093
$x_1 x_2$	-3,20000	2,240675	-2,8563	0,035561	-12,1598	-0,64016

Ao serem analisadas as Tabelas 7 e 8, observa-se que para as variáveis-resposta remoção de DQO e NTK, os termos significativos foram a corrente (X_1) linear e a interação entre corrente e TDH ($X_1 X_2$). O termo associado à corrente linear apresenta um efeito positivo, e a interação um efeito negativo ao modelo. Os modelos ajustados para as variáveis-resposta remoção de cor, turbidez, DQO e NTK ficam caracterizados pelas Eq. 5, 6, 7 e 8, respectivamente.

$$\text{Remoção de cor} = 78,84685 + 11,63722 X_1 + 4,992 X_2 - 4,74910 X_1 X_2 - 3,66048 X_1^2 - 2,03792 X_2^2 \quad (8)$$

$$\text{Remoção de turbidez} = 68,2752 + 7,38034 X_1 + 5,74406 X_2 + 0,81579 X_1 X_2 - 5,73943 X_1^2 - 1,1397 X_2^2 \quad (9)$$

$$\text{Remoção de DQO} = 47,52807 + 7,30437 X_1 - 0,0693 X_2 - 2,94225 X_1 X_2 + 0,87245 X_1^2 + 1,13153 X_2^2 \quad (10)$$

$$\text{Remoção de NTK} = 8,26349 + 5,19947 X_1 + 0,60179 X_2 - 3,2 X_1 X_2 + 1,27624 X_1^2 - 1,13812 X_2^2 \quad (11)$$

Apesar de alguns termos não terem sido significativos, todos foram mantidos nos modelos para que o erro do modelo seja minimizado. Nas Tabelas 9, 10, 11 e 12, podem ser observadas as análises de variância (ANOVA) dos modelos das variáveis-resposta.

Tabela 9 - ANOVA para a remoção de cor.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor	R ²
Regressão	1467,483	5	293,497	14,22	5,05	0,00559	93,356
Resíduos	103,201	5	20,64				
Total		10					

Tabela 10 - ANOVA para a remoção de turbidez.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor	R ²
Regressão	892,095	5	178,419	14,678	5,05	0,0052	93,584
Resíduos	60,779	5	12,156				
Total		10					

Tabela 11 - ANOVA para a remoção de DQO.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor	R ²
Regressão	471,662	5	94,332	26,488	5,05	0,00132	96,34
Resíduos	17,806	5	3,561				
Total		10					

Tabela 12 - ANOVA para a remoção de NTK.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor	R ²
Regressão	275,861	5	55,172	10,989	5,050	0,0099	91,84
Resíduos	25,103	5	5,021				
Total		10					

Observa-se nas Tabelas 9 a 12 que os valores de F calculados para a regressão são altamente significativos e as porcentagens de variação explicada (R²) pelos modelos foram satisfatórias, acima de 90%.

Logo, é possível concluir que os modelos se ajustam bem aos dados experimentais. Nas Fig. 3, 4, 5 e 6 observam-se as superfícies de resposta para a remoção de cor, turbidez, DQO e NTK, respectivamente.

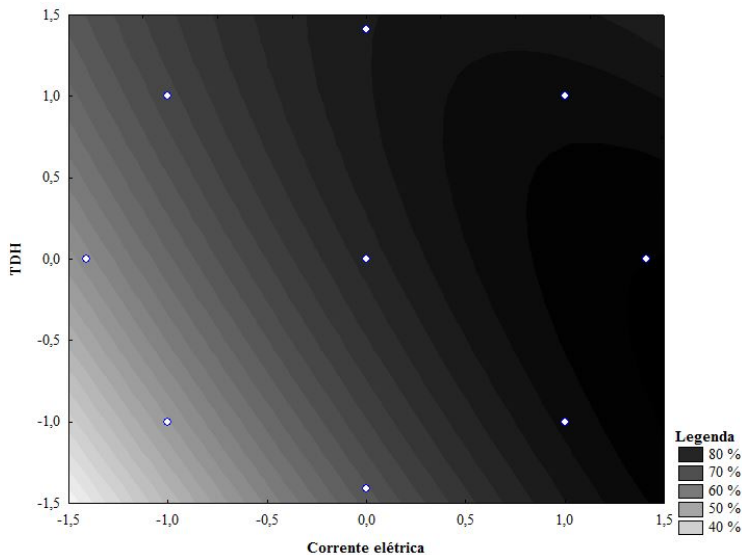


Figura 3 - Superfície de resposta para a remoção de cor.

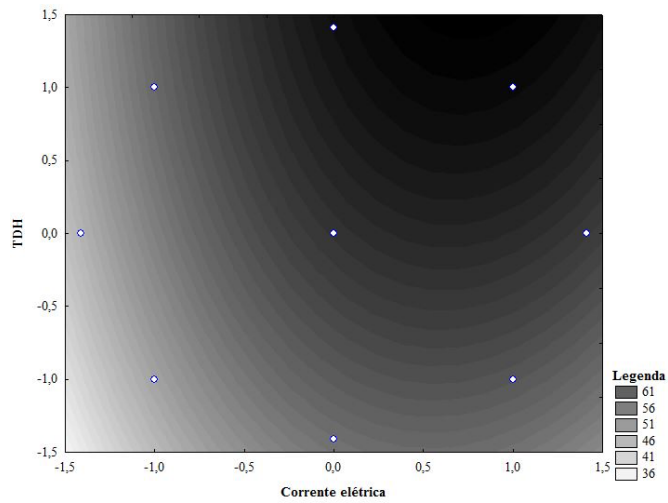


Figura 4 - Superfície de resposta para a remoção de turbidez.

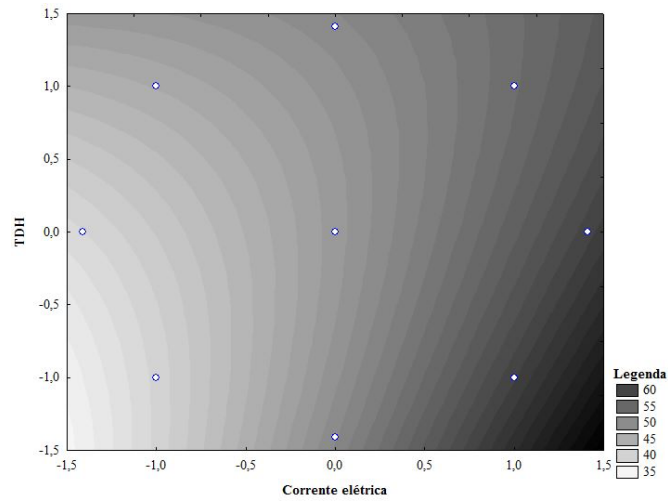


Figura 5 - Superfície de resposta para a remoção de DQO.

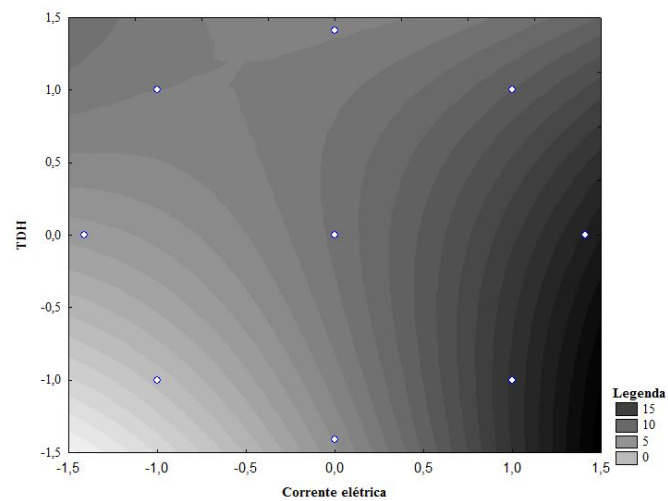


Figura 6 - Superfície de resposta para a remoção de NTK.

Ao analisar a Fig. 3, percebe-se que a maior remoção de cor do efluente ocorre com uma corrente de aproximadamente 1,5 A e TDH de 20 min. Na Fig. 4 é possível observar que ocorre maior remoção de turbidez com aproximadamente 1,32 A e 30 min de TDH.

Para a remoção de DQO e NTK, as superfícies de resposta representadas nas Fig. 5 e 6 não apresentaram uma faixa aproximada para as melhores condições de remoção, como para as outras variáveis-resposta. Para maior remoção de DQO e NTK, observa-se nos gráficos que o TDH pouco

influencia e que valores elevados de corrente favorecem o tratamento.

3.4 Desejabilidade global do sistema

Para a análise da desejabilidade global do sistema foram utilizados os modelos matemáticos para a remoção da cor, turbidez, DQO e NTK. Na Fig. 7, pode-se observar a aplicação da metodologia de Derringer e Suich (1980) para a otimização do processo da eletrofloculação.

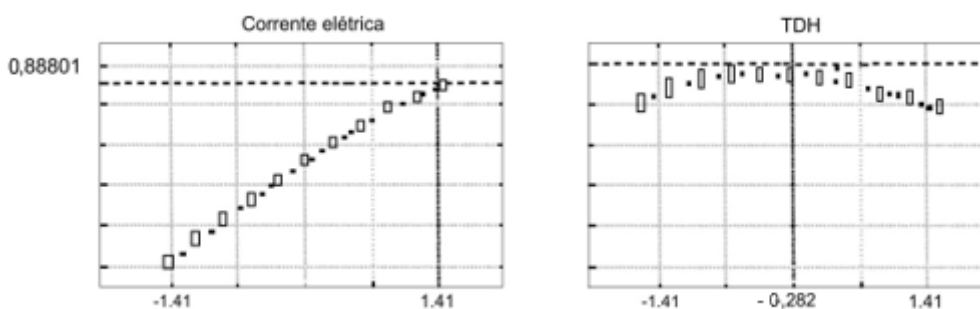


Figura 7 - Gráficos da desejabilidade.

Por meio da Fig. 7 verifica-se que a desejabilidade global alcançada foi de 0,88801 e que a condição otimizada para a corrente elétrica é o valor codificado de 1,41, o qual corresponde a 1,5 A e tem uma densidade de corrente igual a 16,67 mA cm⁻². Para o TDH, o valor codificado é de -0,282, o que corresponde a 18 min.

Observa-se também que o fator crucial para a determinação do ponto ótimo é a corrente elétrica, pois apresenta inclinação mais pronunciada no gráfico. Essa inclinação é muito instrutiva, porque fornece uma ideia da margem de manobra que existe em torno das condições ótimas (BARROS NETO et al., 2010).

Percebe-se ainda que a condição ótima apontada no valor máximo da corrente elétrica testada indica que a faixa poderia ser ampliada

para novos testes; entretanto, esse aumento pode implicar no aumento dos custos do tratamento. O gráfico da desejabilidade em função do TDH mostra que esse fator pode variar em uma faixa razoável sem prejudicar muito o valor de desejabilidade. Por outro lado, qualquer alteração no valor da corrente elétrica provocará uma queda brusca na desejabilidade; dessa maneira, esse fator deve ser mantido sob controle mais rigoroso.

3.5 Concentração de alumínio residual no efluente tratado

A concentração de alumínio residual para os ensaios é apresentada na Fig. 8. Analisando-se os dados, percebe-se que a concentração variou de 1,21 a 4,61 mg Al L⁻¹, sendo que o ensaio 1 apre-

sentou maior residual de alumínio, enquanto o ensaio 9 obteve a menor concentração. Brito et al. (2012) citam que é fato conhecido que se o

alumínio oriundo dos eletrodos fosse liberado na solução, ocorreriam sérios problemas para a reutilização da água no processo.

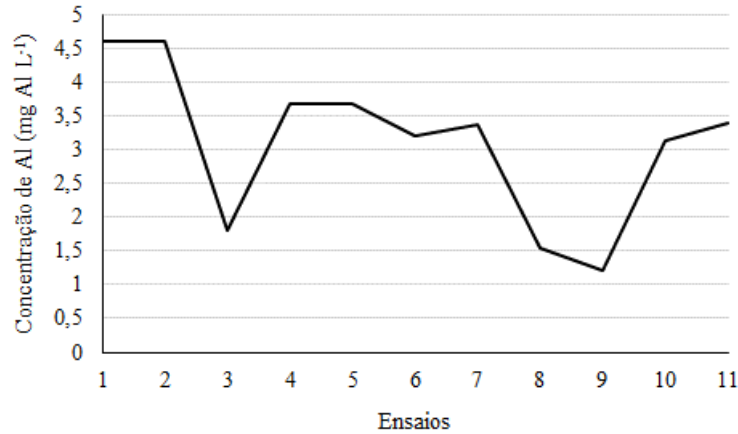


Figura 8 - Valores da concentração de alumínio.

A resolução CONAMA 430/11 não apresenta padrões de lançamento para o parâmetro alumínio. Entretanto, para níveis de comparação, a Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde que rege sobre os padrões de potabilidade de água no Brasil cita que a água potável deve ser distribuída com concentração máxima de 0,2 mg L⁻¹ de alumínio residual (BRASIL, 2011). A resolução CONAMA 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água, menciona que a concentração de alumínio na água de corpos de água doce classe III também é de 0,2 mg L⁻¹ (BRASIL, 2005).

Considerando o lançamento do efluente em corpo hídrico, não há como estimar a necessidade de remoção do alumínio, uma vez que não há um padrão estipulado pela legislação vigente. Baseando-se na resolução CONAMA 357/05, a concentração máxima de alumínio poderia ser calculada considerando-se a vazão de lançamento do efluente e características do corpo receptor, como vazão e concentração de alumínio, visando não ultrapassar a concentração máxima de alumínio indicada para a classe do corpo hídrico; no entanto, esse resultado irá variar de acordo com o corpo hídrico onde ocorrerá o lançamento.

3.6 Custo operacional da eletrofloculação

O custo operacional foi calculado apenas para a condição otimizada encontrada para o tratamento, que foi de 18 min de tempo de detenção hidráulica e 1,5 A de corrente elétrica, o que corresponde a 18,5 V para a diferença de potencial, considerando a condutividade elétrica do efluente. Considerando apenas o consumo de energia e dos eletrodos, por meio da Eq. 5, obteve-se o valor de 5,17 kWh m⁻³ para o consumo de energia elétrica e por meio da Eq. 6 obteve-se o valor de 0,0938 kg m⁻³ para o consumo de alumínio.

Para estimar o custo operacional na condição otimizada, utilizou-se a tarifa de energia elétrica aplicada pela Companhia Paranaense de Energia (2021), que é de 0,65159 R\$ kWh⁻¹, bem como o preço do alumínio indicado pelo World Bank (2021), cotado em 11,758 R\$ kg⁻¹. Dessa maneira, de acordo com a Eq. 7, o custo para tratar o efluente de frigorífico, nas condições otimizadas, foi de aproximadamente 4,47 R\$ m⁻³.

Asselin et al. (2008), ao tratarem águas residuárias de abatedouro usando EF, obtiveram um custo operacional de R\$ 2,20 m⁻³. No entanto, os autores

aplicaram 0,3 A para a corrente elétrica e consideraram o custo de eletricidade de R\$ 0,18 kWh⁻¹.

Para a minimização dos custos com energia elétrica na eletrofloculação, alguns autores buscam utilizar fontes de energia renovável. García-García et al. (2015) utilizaram células fotovoltaicas como fonte de energia para a eletrofloculação no tratamento de efluente proveniente de um parque industrial. Os autores alcançaram remoções de 80% para DQO, 97% para cor, 91% para turbidez e 48% para carbono orgânico total. Logo, tais dados comprovam a eficiência do sistema.

4 CONCLUSÃO

A aplicação da técnica da eletrofloculação no tratamento de efluentes de abatedouros e frigoríficos de suínos em um reator contínuo demonstrou ser eficiente no que tange à remoção de turbidez, cor, DQO com remoções máximas de 74,47%, 91,76 % e 61,07%, respectivamente. Porém, com relação a remoção de NTK, o sistema não apresentou eficiência considerável, já que a remoção máxima foi de 20%.

As análises estatísticas mostraram que foi possível a obtenção de modelos matemáticos para a remoção dos parâmetros analisados. Ao se calcular a função da desejabilidade, as condições otimizadas de tratamento foram de 18 min para o TDH, 1,5 A para a corrente elétrica e uma densidade de corrente igual a 16,67 mA cm⁻².

Observou-se que a concentração de alumínio residual no efluente tratado variou de 1,21 a 4,61 mg L⁻¹, porém, como não há limite de concentração estipulado para lançamento na legislação brasileira, não é possível concluir que o residual de alumínio está elevado. No entanto, a presença deste residual poderá se tornar uma limitação da técnica.

O custo operacional para tratar cada metro cúbico de efluente tratado por eletrofloculação é de aproximadamente R\$ 4,47, que pode ser elevado

se comparado a métodos convencionais, como as lagoas de estabilização. Todavia, para minimizar os custos com energia elétrica, a busca de fontes de energias renováveis pode ser uma alternativa para a viabilização da utilização da técnica.

No entanto, o processo apresentou-se eficiente mesmo sem a necessidade de ajustes de pH e condutividade elétrica, o que poderia acarretar maiores custos. Além disso, o processo permite controle rigoroso das condições operacionais, favorecendo o tratamento do efluente.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Metodologia: Frare LM, Eyng E e Fleck L; **Investigação experimental:** Silva FM e Paloschi VN; **Redação:** Silva FM, Paloschi VN e Orssatto F; **Coordenação:** Orssatto F e Tavares MHF

6 REFERÊNCIAS

- AHMADIAN, M.; YOUSEFI, N.; VAN GINKEL, S.W.; ZARE, M. R.; RAHIMI, S.; FATEHIZADEH, A. Kinetic study of slaughterhouse wastewater treatment by electrocoagulation using Fe electrodes. **Water Science & Technology**. v. 66 n.4, p. 754 – 760, 2012. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.232>
- APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington: APHA, 2005.
- ASSELIN, M.; DROGUI, P.; BENMOUSSA, H.; BLAIS, J. F. Effectiveness of electrocoagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopolar and bipolar electrolytic cells. **Chemosphere**. v. 72, p. 1727 – 1733, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.04.067>
- BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2010.
- BAYAR, S.; YILDIZ, Y. S.; YILMAZ, A. E.; IRDEMEZ, S. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. **Desalination**. v.280, p. 103 – 107, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.06.061>
- BAYRAMOGLU, M.; KOBYA, M.; EYVAZ, M.; SENTURK, E. Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. **Separation and Purification**

Technology. v. 51, p. 404 – 408. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.03.003>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. (2005) **Resolução nº 357 de 18 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> (Acesso em 2 de Fevereiro de 2015).

BRASIL, Ministério da Saúde. (2011) **Portaria no 2914 de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html> (Acesso em 2 de Fevereiro de 2015).

BRITO, J. F.; FERREIRA, L. O.; SILVA, J. P. Tratamento da água de purificação do biodiesel utilizando eletrofloculação. **Química Nova**. v. 35, n.4, p. 728 – 732, 2012.

BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. **Journal of Environmental Management**. v. 161, p. 287 – 302, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.008>

CERQUEIRA, A. A.; MARQUES, M. R. C.; RUSSO, C. Avaliação do processo eletrolítico em corrente alternada no tratamento de água de produção. **Química Nova**. v. 34, n. 1, p. 59 – 63, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422011000100012>

COPEL – Companhia Paranaense de Energia. Tarifa Convencional – subgrupo B3. Disponível em: <https://www.copel.com/hpcweb/copel-distribuicao/taxas-tarifas/> (Acesso em 01 de outubro de 2021).

CRISPILHO, F. N.; REZENDE, M. O. O. **Eletrofloculação: Princípios e aplicações**. 1a ed. São Carlos: Rima, 2004.

DERRINGER, G.; SUICH, R. Simultaneous optimization of several response variables. **Journal of Quality Technology**. v. 12, n. 4, p. 214 – 219, 1980. <https://doi.org/10.1080/00224065.1980.11980968>

GARCÍA-GARCÍA, A.; MARTÍNEZ-MIRANDA, V.; MARTÍNEZ-CIENFUEGOS, I. G.; ALMAZÁN-SÁNCHEZ, P. T.; CASTAÑEDA-JUÁREZ, M.; LINARES-HERNÁNDEZ, I. Industrial wastewater treatment by electrocoagulation–electrooxidation processes powered by solar cells. **Fuel**. v. 149, p. 46 – 54, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.09.080>

GATSIOS, E.; HAHLADAKIS, J. H.; GIDARAKOS, E. Optimization of electrocoagulation (EC) process for the purification of a real industrial wastewater from toxic metals. **Journal of Environmental Management**. v.154, p. 117 – 127, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.02.018>

KHENNOUSSI, A.; CHAOUCH, M.; CHAHLAOU, A. Treatment of the effluent from a red meat slaughterhouse by electrocoagulation flotation with iron electrodes. **Revue des Sciences de l'Eau**. v. 26, n. 2, p. 135 – 150, 2013. <https://doi.org/10.7202/1016064ar>

KOBYA, M.; SENTURK, E.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**. v. 133, p. 172 – 176, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.10.007>

MOUSAZADEH, M.; NAGHDALI, Z.; AL-QODAH, Z.; ALIZADEH, S. M.; NIARAG, E. K.; MALEKMOHAMMADE, S.; NIDHEESH, P. V.; ROBERTS, E. P. L.; SILLANPÄÄ, M.; EMAMJOMED, M. M. A systematic diagnosis of state of the art in the use of electrocoagulation as a sustainable technology for pollutant treatment: An updated review. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 47, p. 101353, 2021. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2021.101353>

SIVARANJANI; GAFOOR, A.; ALI, N.; KUMAR, S.; RAMALAKSHMI; BEGUM, S.; RAHMAN, Z. Applicability and new trends of different electrode materials and its combinations in electro coagulation process: A brief review. **Materials Today: Proceedings**, v. 37, n. Part 2, p. 377–382, 2021. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.05.379>

TAK, B.; TAK, B.; KIM, Y.; PARK, Y.; YOON, Y.; MIN, G. Optimization of color and COD removal from livestock wastewater by electrocoagulation process: Application of Box–Behnken desing (BBD). **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**. n. 28, p. 307 – 315, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2015.03.008>

TEGLADZA, I. D.; XU, Q.; XU, K.; LV, G.; LU, J. Electrocoagulation processes: A general review about role of electro-generated flocs in pollutant removal. **Process Safety and Environmental Protection**, 1. fev. 2021. Institution of Chemical Engineers. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.08.048>

TSIOPTSIAS, C.; PETRIDIS, D.; ATHANASAKIS, D.; LEMONIDIS, I.; DELIGIANNIS, A.; SAMARAS, P. Post-treatment of molasses wastewater by electrocoagulation and process optimization through response surface analysis. **Journal of Environmental Management**. n.164, p. 104 – 113, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.007>

UN, U. T.; KANDEMIR, A.; ERGINEL, N.; OCAL, S. E. Continuous electrocoagulation of cheese whey wastewater: An application of Response Surface Methodology. **Journal of Environmental Management**. n.146, p. 245 – 250, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.08.006>

WORLD BANK. **Commodity markets outlook: causes and consequences of metal price shocks**, World Bank Group, Washington, DC, abril, 2021. Disponível em: <<https://thedocs.worldbank.org/en/doc/c5de1ea3b3276cf54e7a1dff4e95362b-0350012021/original/CMO-April-2021.pdf>> (Acesso em 01 de outubro de 2021)