

# REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:  
Investigación, desarrollo y práctica.

## APLICAÇÃO E ANÁLISE DA ELETROCOAGULAÇÃO PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTE DOMÉSTICO

\* Janaina Goerck <sup>1</sup>  
Delmira Beatriz Wolff <sup>1</sup>  
Leticia Flores Portela <sup>1</sup>

## APPLICATION AND ANALYSIS OF ELECTROCOAGULATION FOR THE WASTEWATER TREATMENT

Recibido el 13 de febrero de 2020; Aceptado el 18 de septiembre de 2020

### Abstract

To achieve a more noble quality and to avoid the degradation of water bodies, wastewater treatment is crucial. In this study, the unit process (EC) electrocoagulation was applied to treat domestic wastewater from a septic tank. The tests were conducted in a cylindrical reactor (1 L) with aluminum electrodes (108 cm<sup>2</sup>), and connected to a DC power supply. In the first step, the reactor's operational parameters were dimensioned using a 3<sup>2</sup> (3x3) two-factor experiment. The optimized condition resulted in a current of 2.0 A, electrolysis time of 12 min, cation mass of 0.13 g, voltage of 20.60 V, and the average total operating cost of 4.43 R\$.m<sup>-3</sup>. Secondly, the monitoring was carried out to assess the reactor's performance in relation to compliance with legislation and efficiency. The average reduction efficiencies achieved in the period were: > 99.6% for P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, 84.6% for COD, 2.32 log decay of total coliform and 2.30 log decay of E. coli, 97.4% of turbidity removal, 96.1 % of apparent color, 11.5% of electrical conductivity, increase of 14.5% in pH and 20.9% in temperature. Throughout the monitored period, the effluent from the EC reactor achieved the limit values set by Brazilian regulations for the discharge of sanitary effluents, CONAMA Resolution and CONSEMA Resolution 355/2017. Thus, EC proved to be an effective and promising process in the treatment of domestic sewage.

**Keywords:** coagulation, coliforms removal, phosphorous removal, sewage.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Brasil.

\* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria. Avenida Roraima n° 1000, CT-Lab, Bairro Camobi, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. CEP: 97105-900. Email: [janainagoerck@gmail.com](mailto:janainagoerck@gmail.com)

## Resumo

Para alcançar uma qualidade mais nobre e prevenir a degradação dos corpos hídricos, o tratamento de esgoto é imprescindível. Neste estudo, o processo unitário de eletrocoagulação (EC) foi aplicado para o tratamento de efluente doméstico proveniente de tanque séptico. Os testes foram conduzidos em um reator cilíndrico (1 L), com eletrodos de alumínio (108 cm<sup>2</sup>) e conectados a uma fonte de corrente contínua. Na primeira etapa, realizou-se o dimensionamento dos parâmetros operacionais do reator por meio de um experimento bifatorial 3<sup>2</sup> (3x3). A condição otimizada resultou em corrente de 2.0 A, tempo de eletrólise de 12 min, massa de cátion de 0.13 g, tensão de 20.60 V e custo médio total de operação de R\$.m<sup>-3</sup> 4.43. Na segunda etapa, a realizou-se o monitoramento para avaliar o desempenho do reator em relação ao atendimento das legislações e eficiências. As eficiências médias de redução de cargas alcançadas no período foram: > 99.6% para o P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, 84.6% para DQO, 2.32 log de decaimento de coliformes totais e 2.30 log de *E. coli*, 97.4% de remoção de turbidez, 96.1% de cor aparente, 11.5% de condutividade elétrica, aumento de 14.5% no pH e 20.9% na temperatura. Durante todo o período monitorado, o efluente do reator de EC atendeu os valores limites fixados pelas normativas brasileiras de lançamento de efluentes sanitários, Resolução CONAMA 430/2011 e Resolução CONSEMA 355/2017. Assim, a EC mostrou-se como um processo efetivo e promissor no tratamento de esgoto doméstico.

**Palavras chave:** coagulação, esgoto, remoção de coliformes, remoção de fósforo.

## Introdução

Os efluentes, se lançados diretamente no corpo receptor, geram problemas ambientais e à saúde pública, devido a presença de poluentes como matéria orgânica carbonácea, nutrientes e microrganismos (Elazzouzi *et al.*, 2017), além da contribuição para o agravamento da crise hídrica. Por exemplo, cerca de 53.2% dos municípios brasileiros possuem coleta de esgoto e, somente 46.3% é tratado corretamente (SNIS, 2018), retratando a necessidade de estudos e investimentos na área.

A eletrocoagulação (EC) tem conquistado espaço e vem sendo estudado sua aplicação no tratamento de diferentes tipos de águas residuais como: efluentes industriais e domésticos, de refinaria de petróleo e lixiviados (Aswathy *et al.*, 2016; Bazrafshan *et al.*, 2014; Hasan *et al.*, 2014; Huda *et al.*, 2017; Naje *et al.*, 2015;). É considerado um método promissor devido a capacidade de remover, simultaneamente, diferentes poluentes como nutrientes, bactérias, matéria orgânica, óleos, graxas e metais pesados, além da não geração de gastos com produtos químicos e baixa produção de lodo (Luz, 2012).

Na EC, a geração do coagulante acontece *in situ* pelo processo de dissolução do metal do ânodo e formação de íons hidroxila e gás hidrogênio no cátodo. O coagulante desestabiliza os poluentes coloidais, quebrando as emulsões e agregando poluentes em partículas. A turbulência gerada pelo oxigênio e o gás hidrogênio auxilia os colóides desestabilizados a flotar, impulsionando-os para a superfície da solução. Este processo é chamado de eletroflotação e pode ocorrer

simultaneamente com a eletrocoagulação, por isto a EC também pode ser denominada como eletrocoagulação/flotação (ECF) (Moreno *et al.*, 2009).

O objetivo deste estudo foi avaliar o desempenho da EC no tratamento de esgoto doméstico previamente tratado em tanque séptico. O reator foi dimensionado através da avaliação da melhor combinação de corrente elétrica e tempo de eletrólise obtidos por um experimento bifatorial  $3^2$  ( $3 \times 3$ ) e análise de resposta em 3D. Em seguida, realizou-se um monitoramento para avaliar o desempenho do reator e a eficiência de remoção de fósforo, coliformes totais, *Escherichia coli*, matéria orgânica carbonácea, turbidez, cor aparente, condutividade elétrica, variação do pH e temperatura.

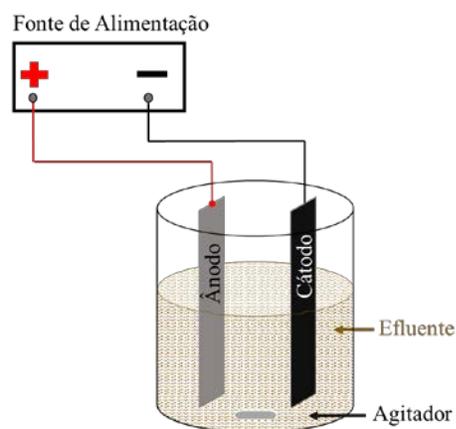
Este estudo tem sua distinção associada à utilização do efluente com suas características reais, sem alteração de pH ou condutividade, além da análise do desempenho do reator de EC considerando as variações reais (sazonalidade) que ocorrem no efluente doméstico, subsidiando a posterior implantação de um reator em escala real.

## Metodologia

### Esgoto doméstico

O esgoto doméstico foi coletado de um tanque séptico (TS) de 4.7 m<sup>3</sup>, em uma Estação de Tratamento de Efluente (ETE) experimental implantada no sul do Brasil (latitude: -29.7175; longitude: -53.7132).

### Reator eletroquímico



**Figura 1.** Desenho esquemático do reator de EC.

Os testes de EC foram realizados em batelada e escala laboratorial. O sistema foi composto por um reator cilíndrico de vidro, conectado a uma fonte de alimentação modelo EMG 18131, eletrodos distantes em 1 cm (Aoudj *et al.*, 2017; Vepsäläinen, 2012; Wei *et al.*, 2012). Durante a EC, o efluente foi constantemente agitado e ao final de cada ensaio, o sistema ficou em repouso por 5 minutos antes da retirada das amostras. O sistema e as características do reator estão apresentados na Figura 1 e na Tabela 1 respectivamente.

**Tabela 1.** Características do reator de eletrocoagulação.

Reator	Volume útil	1 L
Eletrodos	Material dos eletrodos	Alumínio
	Dimensões	12 cm x 9 cm
	Área submersa	108 cm <sup>2</sup>
	Espessura	5 mm
	Distância dos eletrodos	1 cm
Agitador	Agitação	108 rpm
Fonte de tensão	Corrente Contínua	–
	Tensão	0 – 30 V
	Corrente	0 – 2.5 A

#### Parâmetros operacionais do reator de EC

A voltagem e o tempo de reação aplicados no tratamento (monitoramento) foram definidos a partir de testes preliminares. O delineamento estatístico utilizado foi um experimento bifatorial 3<sup>2</sup> (3x3) de natureza quantitativo x quantitativo. Os fatores analisados foram intensidade de corrente e tempo (corrente x tempo), obtendo como variáveis respostas turbidez, pH, condutividade e temperatura (Goerck, 2018).

Os testes preliminares foram realizados de acordo com a capacidade máxima que o efluente atingiu e organizados de forma igualmente espaçada. A Tabela 2 apresenta a organização dos dados.

**Tabela 2.** Fatores e níveis das variáveis independentes do experimento bifatorial 3<sup>2</sup>.

Fatores	Níveis		
Intensidade de Corrente	0.75 A	1.50 A	2.25 A
Tempo	10 min	20 min	30 min

Com os dados obtidos, realizou-se a análise de variância (ANOVA), com o auxílio de software estatístico, em nível de significância igual a 5%. Em seguida, realizou-se a análise de regressão. Os modelos fazem a correlação entre a variável resposta (concentração de turbidez, pH, condutividade elétrica e temperatura) e os fatores significativos (corrente e tempo), juntamente com as interações entre eles. Neste estudo, foi ajustado o modelo de regressão linear múltipla via superfície de resposta, considerando coeficientes lineares, quadráticos e a interação destes, uma vez que experimentos fatoriais permitem modelos matemáticos com interação quadrática. Para ilustrar os resultados, foram geradas as superfícies respostas software STATISTICA.

Em posse da otimização das variáveis, estimou-se os seguintes parâmetros operacionais: densidade de corrente ( $\partial$ ), produção do coagulante (m), tensão (V), os quais foram determinados pelas Equações 1, 2, e 3, respectivamente (Lee e Gagnon, 2014; Kobya *et al.*, 2006):

$$\partial = I / A$$

**Equação (1)**

Onde:

 $\partial$ : densidade de corrente ( $A.m^{-2}$ );

I: corrente (A);

A: área superficial submersível do ânodo ( $m^2$ ).

$$m = (I.t.M) / (Z.F)$$

**Equação (2)**

Onde:

m: massa do cátion gerado (g);

t: tempo de aplicação da corrente (s);

M: massa molecular do metal ( $g.mol^{-1}$ );Z: número de elétrons transferidos (alumínio  $z = 3$ );F: constante Faraday's ( $96.485 C. mol^{-1}$ ).

$$U = (\partial.d) / k$$

**Equação (3)**

Onde:

U: tensão elétrica aplicada ao processo (V);

d: distância dos eletrodos (m);

k: condutividade do efluente ( $S.m^{-1}$ ).

### Monitoramento

Nesta etapa, o reator de EC foi operado nas melhores condições observadas, de maio a setembro, totalizando 13 campanhas. As amostragens simples foram realizadas nas terças-feiras às 8h30min, sempre que as condições ambientais e operacionais permitiram. O tratamento foi realizado logo após a coleta de cada amostra e replicado três vezes. A avaliação da uniformidade das eficiências de cada tratamento durante o monitoramento foi realizada por meio da avaliação do coeficiente de variação (CV).

### Métodos analíticos

Os parâmetros analisados foram coliformes totais, *E. coli*, condutividade elétrica (CE), cor aparente, demanda química de oxigênio (DQO), fósforo (ortofosfato - P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), pH, temperatura e turbidez. Todas as análises, físico-químicas e bacteriológicas, das amostras dos efluentes bruto e tratado, foram realizadas de acordo com as metodologias padrões do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

Os equipamentos utilizados para medição do pH, turbidez, condutividade e temperatura foram, respectivamente, pHmetro digital Thermo Scientific Orion Star A211, turbidímetro Thermo Scientific Orion AQUAfast AQ4500, Condutímetro - AC-200 e Termômetro Químico Incoterm.

### Análise de custo operacional

A análise e estimativa do custo operacional foi realizada considerando a quantidade de energia consumida e a quantidade de material utilizado na fabricação do eletrodo, dois parâmetros operacionais de grande relevância (Módenes *et al.*, 2017), apresentados nas equações 4 e 5:

$$COE = (U.I. t'.PEE) / V$$

**Equação (4)**

Onde:

COE: custo operacional elétrico (R\$.m<sup>-3</sup>);

t': tempo de aplicação da corrente (h);

V: volume de efluente tratado (L);

PEE: custo da eletricidade industrial (R\$.kWh<sup>-1</sup>).

$$CM = (I.t.M.PME) / (Z.F.V')$$

**Equação (5)**

Onde:

CM: custo dos materiais (R\$.m<sup>3</sup>);

PME: preço do material do eletrodo (R\$.g<sup>-1</sup>);

V': volume de efluente tratado (m<sup>3</sup>).

## **Resultados e discussão**

### Definição das condições operacionais

A caracterização do efluente utilizado na primeira etapa do estudo e submetido ao tratamento por EC, resultou valores médios de 174 UNT para turbidez, 7,13 para o pH, 1012 μS.cm<sup>-1</sup> para CE e 22,6 °C de temperatura. Os resultados dos testes estão apresentados na Tabela 3 (Goerck, 2018).

Nas correntes de 0.75 A e 1.50 A, o menor valor de turbidez foi encontrado em 30 minutos sendo estes de 8.51 UNT e 5.40 UNT respectivamente. Na corrente de 2.25 A, o menor valor registrado foi de 4.63 UNT em 10 minutos de tratamento. A maior redução ocorreu no tratamento 7, redução satisfatória em 1 e reduções suficientes nas outras combinações.

**Tabela 3.** Testes realizados e valores de concentração final para as variáveis respostas (Goerck, 2018).

nº	TRATAMENTO		Turbidez (UNT)	pH	CE ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )
	Corrente	Tempo				
1	0.75A	10min	41.10 $\pm$ 0.78	7.75 $\pm$ 0.16	961.35 $\pm$ 6.57	23.27 $\pm$ 0.25
2	0.75A	20min	10.70 $\pm$ 0.17	8.21 $\pm$ 0.07	938.87 $\pm$ 0.12	24.67 $\pm$ 0.58
3	0.75A	30min	8.51 $\pm$ 0.36	8.43 $\pm$ 0.27	907.97 $\pm$ 9.09	27.07 $\pm$ 0.12
4	1.50A	10min	8.24 $\pm$ 0.05	7.98 $\pm$ 0.18	932.29 $\pm$ 9.84	25.70 $\pm$ 0.82
5	1.50A	20min	7.70 $\pm$ 0.34	8.79 $\pm$ 0.07	888.85 $\pm$ 7.72	27.20 $\pm$ 0.35
6	1.50A	30min	5.40 $\pm$ 0.24	8.99 $\pm$ 0.09	830.26 $\pm$ 7.95	28.50 $\pm$ 0.50
7	2.25A	10min	4.63 $\pm$ 0.06	8.64 $\pm$ 0.12	888.97 $\pm$ 17.67	27.67 $\pm$ 0.58
8	2.25A	20min	5.14 $\pm$ 0.18	9.12 $\pm$ 0.06	829.57 $\pm$ 4.73	30.57 $\pm$ 0.49
9	2.25A	30min	10.20 $\pm$ 0.35	9.73 $\pm$ 0.06	671.98 $\pm$ 3.74	33.07 $\pm$ 0.12

Média  $\pm$  desvio padrão, n=3

Os resultados encontrados sugerem que, menor tempo é requerido para geração de efluente com melhor qualidade com o aumento da corrente. Isto pode estar relacionado com a geração do coagulante. Quanto maior a corrente, maior a taxa de geração de cátions no ânodo, maior o desgaste do eletrodo, mas também maior a remoção de poluentes (Lee e Gagnon, 2014; Wei *et al.*, 2012).

Outra observação importante sobre os resultados é que na corrente de 2.50 A, o aumento no tempo de tratamento resultou em um aumento da turbidez e conseqüentemente um efluente de menor qualidade. Visualmente, ao final dos testes as amostras apresentaram cor esbranquiçada e bolhas de maior diâmetro. Este comportamento indica a ocorrência da reestabilização do processo, em que após certo tempo, devido ao excesso de coagulante, as partículas voltam ao meio e ficam em suspensão, gerando a perda de qualidade (Sarala, 2012). Moussa *et al.* (2017) citam que existe um valor de densidade de corrente crítico para o processo, e uma vez que este for excedido, não há melhora significativa.

Romero (2009) ao testar a eletrocoagulação com eletrodos de alumínio em paralelo, com esgoto bruto oriundo da ETE de São Carlos - SP, aplicando densidades de corrente de 14.2 A.m<sup>-2</sup> (40 A), 21.3 A.m<sup>-2</sup> (60 A) e 28.4 A.m<sup>-2</sup> (80 A), verificou que com o aumento da densidade de corrente, a remoção de turbidez diminuiu. Ele cita que o aumento da densidade de corrente gera quantidade maior de microbolhas de oxigênio e hidrogênio que, ao serem geradas em maior quantidade cedem lugar a formação de bolhas maiores, as quais produzem turbulência no meio tornando o processo ineficiente.

Lee e Ganon (2014) após realizarem revisão de literatura sobre os fatores relevantes para projeto e operação de reatores de eletrocoagulação para tratamento de efluentes, citam que maiores tempos de retenção equivalem a maiores eficiências de remoção, pois maior a quantidade de coagulante gerado. Entretanto, destacam vários estudos demonstrando que após um tempo de retenção ideal, as taxas de remoção tendem a diminuir e estabilizar. O mesmo relato foi reportado em relação a corrente aplicada, que quando um valor de corrente ótimo é excedido, ocorre uma overdose de coagulante e eficiências decrescentes.

O pH e a temperatura apresentaram comportamento semelhante, aumentando de valor conforme o aumento do tempo, para uma mesma corrente. Esperava-se este comportamento uma vez que o processo de EC libera  $\text{OH}^-$  no meio por meio do desprendimento do hidrogênio no cátodo ( $3\text{H}_2\text{O} + 3\text{e}^- \rightarrow \frac{3}{2}\text{H}_2 + 3\text{OH}^-$ ) (Mollah *et al.*, 2001), além de ocorrer perda de energia por dissipação térmica.

Comportamento contrário foi identificado para a condutividade elétrica, entretanto os valores foram suficientes para condução da corrente elétrica, permitindo que a EC acontecesse sem modificação deste parâmetro.

Coincidentemente, Sarala (2012) e Makwana e Ahammed (2017) encontraram comportamento semelhantes para estes parâmetros (pH, CE e temperatura).

Em relação as legislações vigentes para lançamento de efluentes, Resolução CONAMA nº 430/2011 e Resolução CONSEMA nº 355/2017, o pH não deve exceder o valor de 9.0. Esta condição não foi satisfeita nos tratamentos 8 e 9 e ficou no limite no tratamento 6, indicando que estas condições operacionais não são recomendadas pois são contrárias (ou podem vir a contrariar) o valor limite. A temperatura ficou abaixo do limite estabelecido, o qual é de 40 °C. Turbidez e CE não são contemplados com limites de lançamentos no esgoto sanitário.

#### Análise de variância (ANOVA)

Para verificar a diferença significativa entre os fatores testados foram realizados teste de variância. O resumo da ANOVA dos dados amostrais está apresentado na Tabela 4 (Goerck, 2018). Baseados nas repostas observadas foram desenvolvidos os modelos de segunda ordem para cada variável resposta,  $R^2$  e  $R^2_{\text{ajustado}}$  (Tabela 5). As superfícies respostas geradas a partir do modelo ajustado são apresentadas na Figura 2.

Com relação às variáveis respostas ao nível de significância em que o teste foi realizado, todos os FV apresentaram efeito diferenciado, entre os tratamentos. Isto significa que corrente, tempo e corrente x tempo, foram significativos uma vez que o p-valor < 0.05.

Os modelos garantem boa correlação entre os valores reais e estimados além de alta eficiência geral de previsão quando  $R^2$  e  $R^2_{ajustado}$  resultam em valores semelhantes (Montgomery, 2009). Neste estudo, os valores não diferiram consideravelmente e ambos os valores foram elevados ( $R^2 > 0.96$  e  $R^2_{ajustado} \geq 0.95$ ) indicando alta qualidade de previsão, conforme Tabela 5 e Figura 2 (Goerck, 2018).

**Tabela 4.** Resumo ANOVA dos dados amostrais (Goerck, 2018).

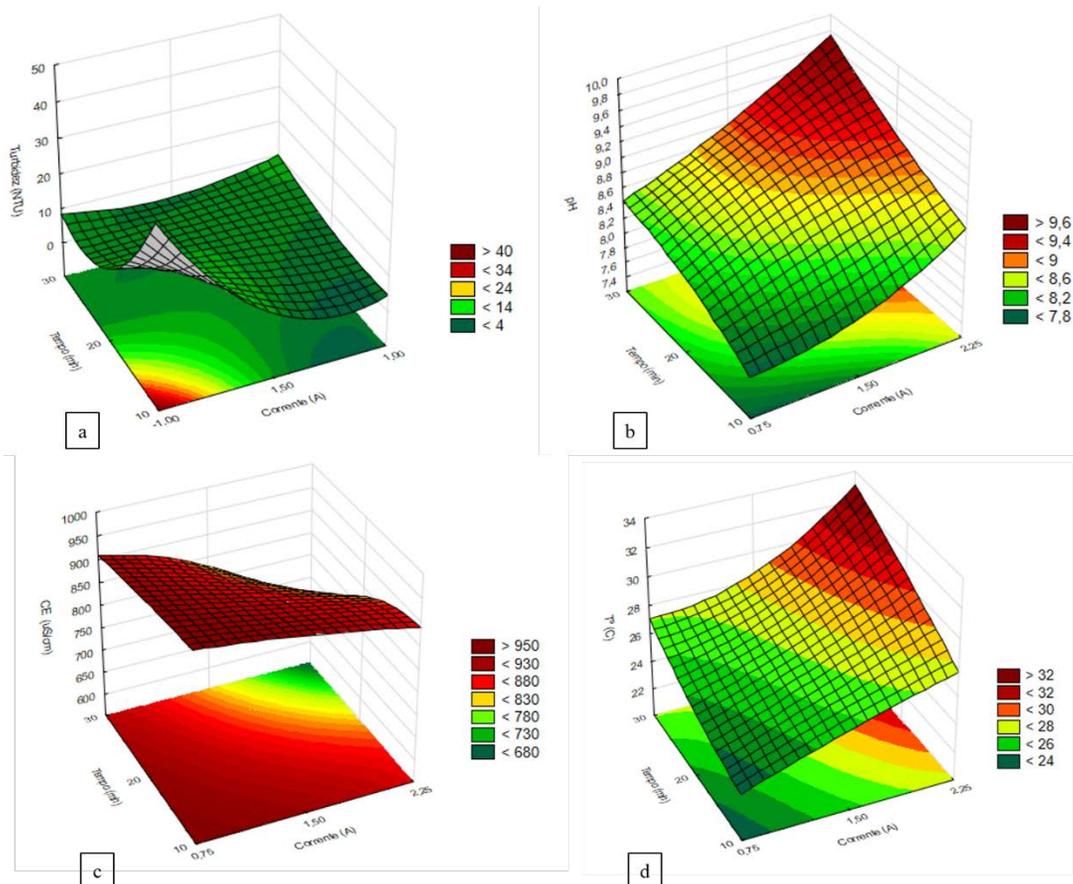
FV	GL	Quadrado Médio			
		pH	CE	Turbidez	Temp.
Corrente	2	2.434 (0.000)*	44515.067 (0.000)*	524.554 (0.000)*	67.443 (0.000)*
Tempo	2	1.987 (0.000)*	35907.275 (0.000)*	302.913 (0.000)*	36.013 (0.000)*
Corrente x Tempo	4	0.071 (0.022)*	5918.709 (0.000)*	364.000 (0.000)*	1.433 (0.002)*
Erro/Resíduo	18	0.019	77.110	0.122	0.227
Total Corrigido	26	-	-	-	-
CV (%)		1.60	1.01	3.10	1.73

\*Efeito significativo a 5% de probabilidade de erro. FV: fator de variação; GL: graus de liberdade; CV: coeficiente de variação.

**Tabela 5.** Modelos para estimativa das concentrações finais de turbidez, pH, CE e T<sup>o</sup>,  $R^2$  e  $R^2_{ajustado}$  (Goerck, 2018).

Variável	Equação	$R^2$	$R^2_{ajustado}$
Turbidez (UNT) =	$286.71-312.22C+83.84C^2-23.07T+0.47T^2+26.62CT-7.40C^2T-0.56CT^2+0.16C^2T^2$	0.999	0.999
pH =	$9.77-5.14C+1.99C^2-0.25T+0.01T^2+0.60CT-0.21C^2T-0.01CT^2+0.005C^2T^2$	0.964	0.950
CE ( $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) =	$894.69+171.35C-84.95C^2+12.05T-0.39T^2-25.34CT+10.62C^2T+0.72CT^2-0.34C^2T^2$	0.993	0.990
T (°C) =	$20.97+3.04C-0.68C^2-0.22T+0.02T^2+0.29CT-0.02C^2T-0.02CT^2+0.004C^2T^2$	0.981	0.973

\*C: corrente (A); T: tempo (min).



**Figura 2.** Superfície Resposta: (a) turbidez; (b) pH; (c) CE e (d) temperatura (Goerck, 2018).

Pelas superfícies respostas, verifica-se que o pH e temperatura foram os parâmetros que tendencialmente aumentaram com o aumento de corrente x tempo e, pelos modelos os valores para minimização da função extrapolam a região estudada. Já para a CE, o inverso ocorre, isto é, a CE tende a diminuir com o aumento de corrente x tempo.

Em relação a turbidez, o comportamento é um pouco diferente. A qualidade do efluente tende de melhorar com o aumento de corrente x tempo, formando um platô de região de melhores combinações, com um indicativo de ponto ótimo dentro do intervalo estudado, sendo este determinante para o dimensionamento do reator.

A combinação corrente x tempo que minimiza as funções dentro dos limites testados, respeitando valor máximo de pH de 9.0, temperatura de 40°C e menor concentração de turbidez, estão apresentadas na Tabela 6 (Goerck, 2018).

**Tabela 6.** Dimensionamento do reator de EC: corrente, tempo, densidade de corrente ( $\delta$ ), produção de coagulante (m), tensão (U) (Goerck, 2018).

Corrente (A)	Tempo (min)	$\delta$ (A.m <sup>-2</sup> )	m(g)	U(V)
2.0	12	185.19	0.13	20.60

### Desempenho do reator

Após a definição das condições operacionais do reator, iniciou-se a segunda etapa do estudo na qual, o reator foi operado nas condições fixas (Tabela 6). As análises foram extrapoladas para outros parâmetros sendo estes P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, coliformes totais, *E. coli*, DQO, turbidez, cor aparente, pH, CE e temperatura. As tabelas 7 e 8 apresentam os resultados encontrado.

**Tabela 7.** Concentrações e eficiências médias dos parâmetros avaliados

Parâmetro	Afluente	Efluente	Percentual de remoção (%)	CV (%)
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	8.65 ± 2.07	n.d	> 99.63 ± 0.09	0.09
Coli. Totais (NMP.100mL <sup>-1</sup> )	1.26x10 <sup>7</sup> ± 1.56 x10 <sup>7</sup>	3.75x10 <sup>4</sup> ± 3.87x10 <sup>4</sup>	2,31 log	0.47
<i>E. coli</i> (NMP.100mL <sup>-1</sup> )	2.97x10 <sup>6</sup> ± 2.96x10 <sup>6</sup>	1.03x10 <sup>4</sup> ± 1.05x10 <sup>4</sup>	2,32 log	0.46
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	568.86 ± 207.42	81.77 ± 33.75	84.57 ± 6.85	8.10
Turbidez (UNT)	236.79 ± 68.51	5.65 ± 0.98	97.38 ± 1.07	1.10
Cor (uC)	1948.60 ± 748.46	69.53 ± 18.87	96.13 ± 1.29	1.35
pH	7.27 ± 0.26	8.51 ± 0.25	14.54 ± 3.04	20.89
CE (μS.cm <sup>-1</sup> )	980.56 ± 109.28	868.22 ± 107.12	11.53 ± 4.00	34.73
Temperatura (°C)	19.81 ± 1.96	25.02 ± 1.92	20.88 ± 3.74	17.93

Média±desvio padrão; n.d: não detectável; CV: coeficiente de variação.

**Tabela 8.** Faixa de variação dos parâmetros avaliados

Parâmetro	Faixa Afluente	Faixa Efluente	Faixa Percentual Remoção (%)
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	12.26 – 5.24	n.d	> 99.43 – 99.76
Coli. Totais (NMP.100mL <sup>-1</sup> )	1.78x10 <sup>6</sup> – 5.01x10 <sup>7</sup>	4.27x10 <sup>3</sup> – 1.34x10 <sup>5</sup>	1,87 – 3,49 log
<i>E. coli</i> (NMP.100mL <sup>-1</sup> )	7.60x10 <sup>5</sup> – 9.91x10 <sup>6</sup>	6.85x10 <sup>2</sup> - 3.66x10 <sup>4</sup>	1,84 – 3,54 log
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	312.66 – 882.66	32.08 – 126.80	71.90 – 95.29
Turbidez (UNT)	120.00 – 363.00	3.87 – 6.99	95.11 – 98.57
Cor (uC)	1012.00 – 3475.00	49.00 – 108.30	93.24 – 97.62
pH	6.89 – 7.80	7.86 – 8.82	6.99 – 17.82
CE (μS.cm <sup>-1</sup> )	818.70 – 1185.00	660.83 – 1041.67	5.56 – 19.28
Temperatura (°C)	16.00 – 23.00	22.00 – 27.00	14.81 – 27.27

n.d.: não detectável.

### Fósforo

A remoção de fósforo pelo processo unitário de EC foi a de maior expressividade. Após o tratamento por EC, não foi detectada (n.d.) a presença de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> nas amostras em nenhuma campanha de monitoramento, o que significa uma redução maior que 99.76% com concentração residual inferior à 0.03 mg.L<sup>-1</sup>. Além disso, a invariabilidade nos valores de eficiência e concentração final durante o monitoramento indica a alta eficiência do processo para diferentes concentrações afluentes durante o período.

O fósforo P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> é removido dos esgotos principalmente por meio do processo de adsorção com os flocos de hidróxidos de alumínio. Estes são gerados pelo desprendimento do hidrogênio no cátodo seguido de flotação pelas bolhas de gás hidrogênio e oxigênio. E também por precipitação por meio da formação de AlPO<sub>4</sub> (Al<sub>(aq)</sub><sup>3+</sup> + PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> → AlPO<sub>4</sub>) (Attour *et al.*, 2014).

Elazzouzi *et al.* (2017) encontrou resultados inferiores aos obtidos neste estudo. Eles encontraram como melhor condição a combinação 200 A.m<sup>-2</sup> x 50 min para remoção de fosfato do esgoto sanitário oriundo de uma estação de tratamento no Marrocos,. Ao aplicar a EC em amostra com concentração inicial de 15 mg.L<sup>-1</sup> de fosfato conseguiram eficiência de remoção de 97%.

Nguyen *et al.* (2016) aplicou o processo em efluente domésticos oriundo da estação de tratamento de esgoto com concentração inicial de 3.2 mg P.L<sup>-1</sup>, e encontrou as condições ótimas para aplicação de EC em 6 min e 10 V alcançando concentração de 0,2 mg P.L<sup>-1</sup>.

Makwana e Ahammed (2017) reportaram resultados semelhantes na otimização do processo de EC utilizando a metodologia de superfície resposta. Os teste foram realizados em esgoto doméstico previamente tratado anaerobicamente em UASB, e eles obtiveram como as melhores condições operacionais densidade de corrente de 15 mA.cm<sup>-2</sup> e tempo de eletrólise de 18 min alcançando remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> superior a 99.9 % e concentração final menor que 0.1 mg.L<sup>-1</sup>.

As eficiências de remoção alcançadas e as concentrações finais atingidas são inferiores aos limites estabelecidos pela Resolução CONSEMA nº 355/2017, que exige eficiência de remoção de 75% ou concentração final de 4 mg.L<sup>-1</sup>, para faixa de vazões de lançamentos menor que 1000 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>. Ainda, considerando a NBR 13969/1997 (ABNT, 1997) os valores estão bem abaixo do limite de 1 mg.L<sup>-1</sup> fixado para lançamento em águas superficiais.

### Parâmetros Biológicos

Durante o período de monitoramento, o decaimento médio de coliformes totais e *E. coli* foi de 2.31 log (99.50%) e 2.32 log (99.52%), respectivamente. Os dados foram classificados como homogêneos e a remoção satisfatória.

A membrana e o citoplasma, constituintes da estrutura celular das bactérias, possuem cargas opostas em seus lados. O processo de EC gera uma sobrecarga aumentando a troca de cargas e causando rupturas e modificações nas membranas além de vazamento substancial de material intracelular, sendo estes os principais mecanismos de remoção e inativação das bactérias (Elazzouzi *et al.*, 2017; Diao *et al.*, 2004).

Coincidentemente, Makwana e Ahammed (2016) após estabelecer as melhores condições como 2 mA.cm<sup>-2</sup> e 5 min, extrapolaram os testes e avaliou a remoção do grupo coliformes obtendo com contagens finais 1.7x10<sup>4</sup> NMP.100mL<sup>-1</sup> e 3.7x10<sup>3</sup> NMP.100mL<sup>-1</sup> para coliformes fecais e *E. coli*, respectivamente.

A Resolução CONSEMA nº 355/2017 define que os efluentes líquidos sanitários devem atender a valores de concentração ou eficiência mínima, conforme as faixas de vazão de lançamento, ficando as concentrações restringidas aos valores de 10<sup>6</sup> NMP.100 mL<sup>-1</sup> e eficiência de remoção de 90% para faixa de vazão de lançamento maior e igual a 200 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> e menor que 500 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>. Os valores encontrados neste estudo estão de acordo com a legislação, satisfazendo os valores mínimos de remoção além de atender às restrições de eficiência de remoção.

#### Matéria Orgânica Carbonácea

A matéria orgânica carbonácea, quantificada em termos de DQO, resultou eficiência média de remoção de 84.57%. Este parâmetro apresentou elevada variação nas concentrações afluentes, em torno de 570 mg.L<sup>-1</sup> (312.66 – 882.66 mg.L<sup>-1</sup>) e conseqüentemente, nas eficiências de remoção, aproximadamente 23% (71.90 – 95.29%). Entretanto, o CV indicou dados homogêneos, ou seja, mesmo com a grande variação temporal, o processo de EC foi eficiente e constante. Ademais, o comportamento implica que a EC remove a matéria orgânica particulada, mas não remove eficientemente a matéria orgânica dissolvida.

A eficiência de remoção média e a faixa de variação deste estudo foram superiores aos valores encontrados por outros autores ao tratar esgoto doméstico com características e configuração de reatores similares a deste estudo. Exemplificando, Elazzouzi *et al.* (2017), Maia *et al.* (2014) e Makwana e Ahammed (2016) encontraram eficiência máxima média de 70%, 69.20% e 83.68%, respectivamente.

Em relação a Resolução CONSEMA 355/2017, os valores encontrados neste estudo atendem ao valor de lançamento que a resolução exige que é de 330 mg.L<sup>-1</sup> de DQO para vazão menor do que 200 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>. Para a NBR 13969/1997 (ABNT, 1997), a concentração média do efluente atendeu a classe c que limita o valor a 125 mg.L<sup>-1</sup>.

### Turbidez e Cor aparente

A turbidez afluente apresentou elevada variação durante o período, entre 120.00 e 363.00 UNT. Por outro lado, a turbidez efluente se manteve aproximadamente constante, variando entre 3.87 e 6.99 UNT, com eficiência média de 97.38% e CV de 1,10%. Isto demonstra que o comportamento da EC foi adequado e as eficiências constantes. Entre todos os parâmetros, este foi o que apresentou comportamento mais uniforme.

A redução da turbidez acontece por meio da interação entre os hidróxidos de alumínio ( $\text{Al(OH)}_6^{3+} \rightarrow \text{Al(OH)}_3(s) + 3\text{H}^+$ , agente coagulante) e as partículas (sólidos em suspensão), formando os hidróxidos metálicos que favorecem a formação de flocos, anulando as cargas negativas, agregando as partículas suspensas e adsorvendo as dissolvidas, iniciando a coagulação. O gás hidrogênio e microbolhas de oxigênio auxiliam no arraste das partículas floculadas para a parte superior do líquido acarretando na clarificação do efluente (Chen, 2004).

Silva *et al.* (2017), pela otimização do processo obteve taxa de remoção máxima de turbidez de 92% ao tratar efluente de lavagem de veículo com 3.5 A x 30 min.

Em relação a cor aparente, a eficiência média de remoção foi de 96.13 uC, mesmo a afluente tendo variado aproximadamente 2463 uC. Ambos os parâmetros, cor aparente e turbidez, estão relacionados com a presença e comportamento dos sólidos em suspensão e por isto, o comportamento da remoção da cor foi análogo ao da turbidez, resultando em altas eficiências de remoção.

### Potencial Hidrogênionico (pH)

O pH médio afluente (7.27) permaneceu na faixa de neutralidade durante o monitoramento e o pH médio efluente (8.51) permaneceu na faixa básica. O aumento, causado pela liberação de  $\text{OH}^-$ , já era esperando, como citado anteriormente na seção definição das condições operacionais.

Observando os resultados durante todo o período monitorado percebe-se que os mesmos permaneceram dentro dos limites estabelecidos pelas Resoluções CONSEMA 355/2017, CONAMA 430/2011 e NBR 13969/1997, que restringem o valor máximo de pH em 9.

### Condutividade Elétrica (CE)

O funcionamento do sistema de EC está intimamente relacionado a condutividade elétrica, quanto maior a concentração de íons, maior a capacidade de condução de corrente elétrica (Moussa *et al.*, 2017; Lee e Gagnon, 2014). Verificou-se que a condutividade afluente durante o monitoramento (818.70 – 1185.00  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) foi suficiente para permitir que a EC ocorresse.

Além disso, o processo de EC não afetou significativamente a CE, resultando em diminuição média de 11.5%, assim como verificado por Gomes et al. (2009) e Den e Wang (2008) em seus trabalhos.

### Temperatura

A perda de energia por dissipação térmica ocorre na EC e é responsável pelo aumento da temperatura. Entretanto, ao longo de todo o monitoramento a temperatura ficou abaixo do valor limite estabelecido pelas Resoluções CONSEMA 355/2017 e CONAMA 430/2011 e pela NBR 13969/1997 que é 40 °C.

Os estudos citados neste trabalho, para comparação entre os resultados, foram delineados para otimização do processo de EC visando a remoção de um poluente específico. Ressalta-se que não foram encontrados estudos com a finalidade de avaliar o comportamento da EC considerando as oscilações reais dos valores no esgoto bruto.

### Custo Operacional

Os dados da Tabela 6 foram utilizados para estimativa do custo operacional. Considerou-se PEE de R\$.kWh<sup>-1</sup> 0.44 e PME de R\$.kg<sup>-1</sup> 6,00 R\$.kg<sup>-1</sup>, valores vigentes no momento do estudo. Com isso, o custo médio total de operação foi de R\$.m<sup>-3</sup> 4.43.

### **Conclusões**

Os resultados deste estudo demonstram que o tratamento de efluentes, previamente tratado em tanque séptico, pelo processo unitário de eletrocoagulação é uma alternativa promissora.

O dimensionamento do reator (2 A x 12 min) baseado nos parâmetros de turbidez, pH, CE e temperatura foi efetivo e o mesmo teve desempenho eficiente, atingindo elevada redução nos parâmetros analisados, mesmo com a oscilação dos valores de concentração nas amostras brutas.

As reduções de carga de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (>99.63%) e DQO (84.57%), o decaimento bacteriano de coliformes totais (2.31 log) e *E. coli* (2.32 log), a remoção de turbidez (97.38%), cor aparente (96.13%) e condutividade elétrica (11.53%), e o aumento de pH (14.54%) e temperatura (20.88%) atenderam as legislações brasileira de lançamento de efluentes e geraram um efluente com valores abaixo dos limites estabelecidos pelas Resoluções CONAMA 430/2011 e CONSEMA 355/2017.

Portanto, a EC apresentou um bom desempenho e pode ser considerada como uma opção adequada para o tratamento de esgoto.

## Agradecimientos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) pelo suporte financeiro.

## Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997) *NBR 13969: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição de efluentes líquidos – Projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro: ABNT.
- Aoudj, S., Khelifa, A., Drouiche, N. (2017) Removal of fluoride, SDS, ammonia and turbidity from semiconductor wastewater by combined electrocoagulation – electroflotation. *Chemosphere*, **180**, 379-387. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.045>.
- APHA, American Public Health Association. (2017) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23. Ed. Washington D.C.
- Aswathy, P., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T, Nidheesh, P. V. (2016) Removal of organics from bilge water by batch electrocoagulation process. *Separation and Purification Technology*, **159**, 108-115. doi: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.01.001>.
- Attour, A., Touati, M., Tlili, M., Ben Amor, M., Lopicque, F., Leclerc, J. P. (2014) Influence of operating parameters on phosphate removal from water by electrocoagulation using aluminum electrodes. *Separation and Purification Technology*, **123**, 124–129. doi: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.12.030>
- Chen, G. (2004) Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*. **38**(1), 11–41. doi: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>
- CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente (2011) *Resolução nº 430/2011: Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes*, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Acesso em 15 janeiro de 2019, disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>
- CONSEMA, Conselho Estadual do Meio Ambiente (2017) *Resolução nº 355/2017: Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul*. Acesso em 15 janeiro de 2019, disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/resolucoes>
- Bazrafshan, E., Mahvi, A. H. Zazouli, M. A. (2014) Textile wastewater treatment by electrocoagulation process using aluminum electrodes. *Iranian journal of health sciences* **2**(1): 16-29. doi: <https://doi.org/10.18869/acadpub.jhs.2.1.16>
- Den, W., Wang, C. (2008) Removal of silica from brackish water by electrocoagulation pretreatment to prevent fouling of reverse osmosis membranes. *Separation and Purification Technology*, **59**(3), 318 – 325. doi: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.07.025>
- Diao, H. F., Li, X. Y., Gu, J. D., Shi, H. C., Xie, Z. M. (2004) Electro microscopic investigation of the bacterial action on electrochemical disinfection in comparison with chlorination and Fenton reaction. *Process Biochemistry*, **39**(1), 1421 – 1426. doi: [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00274-7](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00274-7)
- Elazzouzi, M., Haboubi, K., Elyoubi, M. S. (2017) Electrocoagulation- flocculation as a low-cost process for pollutants removal from urban wastewater. *Chemical Engineering Research and Design*, **117**, 614-626. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2016.11.011>
- Goerck, J. (2018) *Eletrocoagulação como pós-tratamento do efluente de um tanque séptico e de um wetland construído de fluxo vertical*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, 89pp.

- Gomes, J., Cocke, D., Das, K., Guttula, M., Tran, D., Beckman, J. (2009) Treatment of produced water by electrocoagulation, *PD Congress 2009: Proceedings of sessions and symposia held during TMS 2009 Annual Meeting & Exhibition*, San Francisco, California, 15 - 19 February, 459-456.
- Hasan, S. W., Elektorowicz, M., Oleszkiewicz, J. A. (2014) Start-up period investigation of pilot-scale submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR) treating raw municipal wastewater. *Chemosphere*, **97**, 71-77. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.11.009>
- Huda, N., Raman, A. A. A., Bello, M. M., Ramesh, S. (2017) Electrocoagulation treatment of raw landfill leachate using iron-based electrodes: effects of process parameters and optimization. *Journal of environmental management*, **204**, 75-81. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.028>
- Kobyas, M., Hiz, H., Senturk, E., Aydinler, C., Demirbas, E. (2006) Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination*, **190**(1-3), 201–211. doi: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.10.006>
- Lee, S. Y., Gagnon, G. A. (2014) Review of the factors relevant to the design and operation of an electrocoagulation system for wastewater treatment. *Environmental Review*, **22**(4), 421–429. doi: <https://doi.org/10.1139/er-2014-0009>
- Luz, P. S. S. (2012) *Eletrocoagulação de Lixiviados de Aterros Sanitários*, Dissertação de mestrado, Mestrado em Química Industrial, Universidade da Beira Interior, Corvilhã, Portugal, 62 pp.
- Maia, L. G. C., Parente, T. C., Abdala Neto, E. F., Alexandre, J. E. C., Stefanutti, R., Nascimento, R. F. (2014) Otimização da técnica de eletrocoagulação/ floculação por meio de redução de DQO utilizando eletrodos de aço carbono avaliando redução de concentrações da matéria orgânica. *Congresso Brasileiro de Engenharia Química, COBEQ*, Florianópolis, SC.
- Makwana, A. R., Ahammed, M. M. (2016) Continuous electrocoagulation process for the post-treatment of anaerobically-treated municipal wastewater. *Process Safety and Environment Protection*, **102**, 724 – 733. doi: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.06.005>
- Makwana, A. R., Ahammed, M. M. (2017) Electrocoagulation process for the post-treatment of anaerobically treated urban wastewater. *Separation Science and Technology*, **52**(8), 1412-1422. doi: <https://doi.org/10.1080/01496395.2017.1288139>
- Módenes, A. N., Espinoza-Quinones, P. H. Y., Porto, T. M., Theodoro, P. S. (2017) Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**(3), 1571 – 1578. doi: <https://doi.org/10.1590/s1413-4152201775999>.
- Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R., Cocke, D.L. (2001) Electrocoagulation (EC) — Science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, **84**(1), 29–41. doi: [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00176-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00176-5)
- Montgomery, D. C. (2009) *Design and analysis of experiments*. 7th ed. New York, Estados Unidos: John Wiley & Sons, 656 pp.
- Moreno C. H. A., Cocke, D. L., Gomes, J. A., Morkovsky, P., Parga, J. R., Peterson, E., & Garcia, C. (2009) Electrochemical reactions for electrocoagulation using iron electrodes. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, **48**(4), 2275-2282. doi: <https://doi.org/10.1021/ie8013007>
- Moussa, D. T., El-Naas, M. H., Nasser, M., Al-Marri, M. J. (2017) A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, **186**, 24 – 41. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.032>.
- Naje, A. S., Chelliapan, S., Zakaria, Z., Abbas, S. A. (2015) Treatment performance of textile wastewater using electrocoagulation (EC) process under combined electrical connection of electrodes. *International Journal of Electrochemical Science*, **10**(7), 5924-41.
- Nguyen, D. D., Ngo, H. H., Guo, W., Nguyen, T. T., Chang, S. W., Jang, A., Yoon, Y. S. (2016) Can electrocoagulation process be an appropriate technology for phosphorus removal from municipal wastewater? *Science of the Total Environment*, **563**, 549–556. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.045>.
- Romero, J. A. P. (2009) *Eletroflotação aplicada ao tratamento de esgoto sanitário*, Tese (Doutorado em Química Analítica), Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 144 pp.

- Sarala, C. (2012) Domestic Wastewater Treatment by Electrocoagulation with Fe-Fe Electrodes. *International Journal of Engineering Trends and Technology*, **3**(4), 530-533.
- Silva, A. A. R. S., Camada, C. A. P., Lobo, I., Scarminio, I. S., Alves, J. C. (2017) Otimização dos parâmetros operacionais de eletrocoagulação aplicada à recuperação de efluentes de lavagem de veículos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**(1), 179-186. doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017111063>
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2018) Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos. Acesso em 15 janeiro de 2020, disponível em: [www.snis.gov.br](http://www.snis.gov.br).
- Vepsäläinen, M. (2012) *Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters*, Tese (Doutor em Ciência – Tecnologia) – VTT Science, Mikkeli, Finlândia, 154 pp.
- Wei, M. C., Wang, K. S., Huang, C. L., Chiang, C. W., Chang, T. J., Lee, S. S., Chang, S.H. (2012) Improvement of textile dye removal by electrocoagulation with low-cost steel wool cathode reactor. *Chemical Engineering Journal*, 192 pp.