

TRATAMENTO DE EFLUENTE LÁCTEO SINTÉTICO POR ELETROCOAGULAÇÃO UTILIZANDO ELETRODOS DE ALUMÍNIO E FERRO

Treatment of synthetic dairy effluent by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes

Ewerton Lopes Pires Neto¹; Argeu Cavalcante Fernandes^{1*}; Júlio César Silvério¹

¹ Instituto Federal do Rio Grande do Norte. Currais Novos – RN.

**E-mail*: argeu.fernandes@ifrn.edu.br

Data do recebimento: 18/08/2023 - Data do aceite: 08/02/2024

RESUMO: O objetivo do presente trabalho é avaliar a influência do potencial elétrico, pH inicial e natureza do material anódico utilizado no processo de eletrocoagulação (EC) de um efluente lácteo sintético. O efluente foi preparado a partir de uma amostra comercial de leite em pó integral na concentração de 10g.L⁻¹. O pH inicial foi corrigido utilizando NaOH e HCl nas concentrações 0,1 mol.L⁻¹. A célula eletrolítica consistiu de um béquer de 600mL e um par de eletrodos de Alumínio ou de Ferro conectados a uma fonte de alimentação de corrente contínua com potenciais controláveis e separados por uma distância média de 2,0 cm. Os resultados mostram maior eficiência dos eletrodos de Alumínio com remoção da DQO de 85,7%, em meio ácido e potencial elétrico 6,0 V e diminuição de 99% na turbidez. Já para os eletrodos de Ferro, foi observado a diminuição de 56,7% de DQO e 99% turbidez. O consumo energético calculado nesse potencial foi aproximadamente 7,82 kWh/m³ para o eletrodo de Ferro e 28,40 kWh/m³ para o eletrodo de Alumínio, que convertendo para custos financeiros reais, tomando como base a tarifa de 0,662 R\$/m³, fica em torno de 11,79 R\$/m³ e 17,70 R\$/m³, respectivamente.

Palavras-chave: Eletrocoagulação. Efluente Lácteo. Parâmetros Operacionais.

ABSTRACT: The objective of this work is to evaluate the influence of electrical potential, initial pH and nature of the anodic material used in the

electrocoagulation (EC) process of a synthetic dairy effluent. The effluent was prepared from a commercial sample of powdered whole milk at a concentration of 10g.L^{-1} . The initial pH was corrected using NaOH and HCl at 0.1 mol.L^{-1} concentrations. The electrolytic cell consisted of a 600mL beaker and a pair of aluminum or iron electrodes connected to a direct current power supply with controllable potentials and separated by an average distance of 2.0 cm. The results show greater efficiency of aluminum electrodes with COD removal of 85.7%, in acid environment and electric potential 6.0 V and 99% decrease in turbidity. As for the iron electrodes, a decrease of 56.7% of COD and 99% of turbidity was observed. The energy consumption calculated in this potential was approximately 7.82 kWh/m^3 for the Iron electrode and 28.40 kWh/m^3 for the Aluminum electrode, which converted into real financial costs, based on the rate of $0.662\text{ R\$/m}^3$, is around $11.79\text{ R\$/m}^3$ and $17.70\text{ R\$/m}^3$, respectively.

Keywords: Electrocoagulation. Milk effluent. Operating Parameters.

Introdução

As diversas atividades industriais desempenhadas na sociedade, não obstante sejam demasiadamente importantes para a economia e manutenção social, implicam numa série de fatores e consequências de caráter ambiental. Dentre essas atividades, pode-se citar as realizadas pela indústria alimentícia láctea. As atividades leiteiras são responsáveis pela alimentação de mais de 6 bilhões de pessoas, a maioria delas residente em países em desenvolvimento, segundo a Global Dairy Platform (2017). Ainda, de acordo com essa plataforma, são produzidas 816 milhões de toneladas de leite ao redor mundo e, aproximadamente, 1 bilhão de pessoas são subsistidas pelo ramo lácteo. Isso mostra a importância não apenas econômica do setor, como também a relevância social que ele apresenta. No Brasil, encontram-se evidências que ressaltam a indústria de laticínios como um dos setores mais importantes na contribuição para o desenvolvimento tecnológico nacional. De acordo com a Associação

Brasileira da Indústria de Lácteos Longa Vida (ABLV, 2021), a última década mostrou alta no consumo de leite no Brasil.

Apesar da relevância socioeconômica, as consequências ambientais advindas das atividades dessas indústrias causam preocupação, sendo consideradas como as mais poluidoras no setor alimentício (Chezeau *et al.*, 2019). Um dos principais aspectos da indústria de lácteos é a quantidade de água consumida durante as operações fabris – gerando de 0,2 a 10L por cada litro de leite processado (Vourch *et al.*, 2008; Saraiva *et al.*, 2009). Consequentemente, são gerados grandes volumes de efluentes líquidos que requerem atenção por serem potencialmente poluidores.

Esses efluentes são complexos e dentre as substâncias encontradas destacam-se lactose, proteínas, gorduras, compostos orgânicos menores dissolvidos, sólidos suspensos, cloretos, sulfato, óleo, graxa, sais inorgânicos, compostos nitrogenados e uma elevada concentração de sódio – consequência da aplicação de hidróxido de sódio na etapa de limpeza (Shete; Shinkar, 2013; Chezeau *et al.*, 2019). Ademais, foram observadas emissões atmosféricas que elevam o grau poluidor

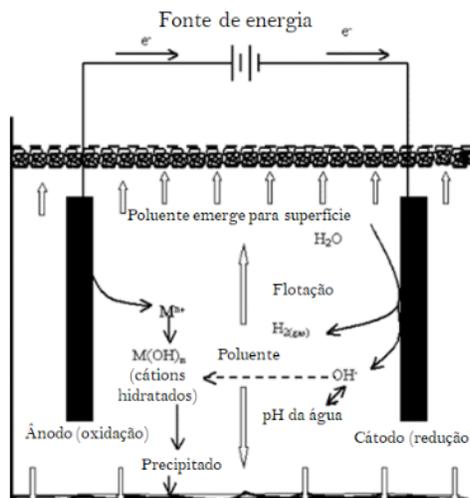
da indústria láctea por efluentes sólidos, líquidos e gasosos (Silva, 2006).

Os resíduos industriais lácteos são diversificados e dependem do processo industrial realizado, tais como a lavagem de recipientes, armazenamento de leite, pasteurização e esterilização (Silva, 2006; Ghahreman *et al.*, 2012; Geraldino *et al.*, 2015). Dentre esses resíduos, enfatiza-se o soro do leite caracterizado como poluente com potencial poluidor de corpos hídricos por exibir alta Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) podendo variar de 30.000 a 50.000 mg O₂/L, além do elevado volume produzido. Por exemplo, na produção industrial de 1kg de queijo são gerados, em média, 9kg de soro de leite (Barbosa *et al.*, 2009; Silva, 2011; Leite; Barrozo; Ribeiro, 2011; Junho *et al.*, 2021). Além da DBO, esses efluentes são caracterizados pela alta turbidez em decorrência da cor esbranquiçada, temperaturas elevadas e diminuição do pH induzida pela oxidação da lactose a ácidos orgânicos (Ghahreman *et al.*, 2012; Shete; Shinkar, 2013; Borges; Costa; Gontijo, 2019). Assim, é imprescindível tratamentos eficazes, viáveis economicamente e que atendam a legislação vigente acerca da quantidade mínima de compostos orgânicos que podem estar presentes no efluente antes do seu despejo na natureza (Shete; Shinkar, 2013).

Dentre esses tratamentos, destaca-se a Eletrocoagulação (EC), também chamada de eletrofloculação e eletroflotação que tem como base de funcionamento a formação de agente coagulante catiônico *in situ* pela eletrólise de eletrodos consumíveis (Mollah *et al.*, 2004; Aquino Neto *et al.*, 2011; Chaturvedi, 2013). O coagulante, portanto, é formado no próprio efluente e, como consequência, a adição de sais para esta finalidade torna-se opcional. A oxidação do ânodo de sacrifício, que leva à produção catiônica do íon metálico correspondente na célula eletrolítica, resulta na formação de hidróxidos e polihidróxidos

de baixa solubilidade que são excelentes agentes coagulantes, além de apresentarem superfícies ativas para a adsorção de poluentes no efluente (Mollah *et al.*, 2004; Sarkka *et al.*, 2015; João *et al.*, 2020). Estes hidróxidos de baixa solubilidade têm papel de desestabilizar suspensões coloidais, o que resultará, consequentemente, na agregação das partículas (Holt *et al.*, 2002). Normalmente os eletrodos usados na EC são de Ferro e Alumínio por serem materiais de baixo custo, de alta eficiência, de ampla disponibilidade e baixa nocividade (Aquino Neto *et al.*, 2011; Gobbi, 2013; Souza; Hemkemeier, 2020). A Figura 2 descreve um esquema de funcionamento de um reator comum utilizado na EC.

Figura 1. Mecanismo Geral da Eletrocoagulação



Diversos trabalhos têm relatado a aplicação da EC nos mais variados meios reacionais o que demonstra a versatilidade dessa técnica. Pode-se citar a sua eficiência no tratamento de águas residuais da indústria de processamento de coco (Crespilho; Santana; Rezende, 2004), na remoção de metais pesados de meio aquoso (Doggaz *et al.*, 2019) e de compostos fenólicos (Adhoum; Monser, 2004); no tratamento de águas residuais

provenientes da indústria de látex (Mattos *et al.*, 2016), de efluentes de um abatedouro de aves (Combatt; Mendonça; Silva, 2016), e de uma indústria de suinocultura (João *et al.*, 2020). Ou seja, o tratamento eletroquímico foi aplicado para uma variedade de efluentes apresentando resultados satisfatórios.

Alguns parâmetros são levados em consideração para otimização durante o tratamento com a EC, tais como, o potencial elétrico aplicado, efeito do pH inicial da amostra tratada, distância entre os eletrodos, natureza do eletrodo, temperatura, natureza dos eletrodos e tempo de eletrólise (Andrade *et al.*, 2020; Cerqueira, 2006; Chen, 2004; Crespilho; Santana; Rezende, 2004). Desta forma, o presente trabalho buscou avaliar a eficiência da EC no tratamento de um efluente lácteo sintético, manipulando os parâmetros operacionais acima para avaliar a melhor condição experimental.

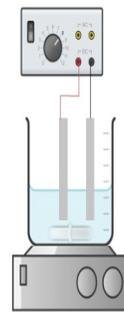
Parte Experimental

Efluente e sistema eletroquímico

Um efluente sintético lácteo foi preparado a partir de uma amostra comercial de leite em pó integral na concentração de 10g.L^{-1} . O pH inicial do efluente sintético foi corrigido utilizando soluções $0,1\text{mol.L}^{-1}$ de Hidróxido de Sódio (NaOH) e Ácido Clorídrico (HCl). A célula eletrolítica consistiu em um béquer de 600mL e um par de eletrodos de Alumínio ($14\text{cm} \times 5\text{cm} \times 0,3\text{cm}$) ou de Ferro ($14,5\text{cm} \times 3,4\text{cm} \times 0,1\text{cm}$) conectados a uma fonte de alimentação de corrente contínua da marca POLITERM/POL-16. O potencial aplicado foi controlado para 4,0V, 5,0V e 6,0V. Os eletrodos foram separados por uma distância média de 2,0 cm. A conexão entre a fonte e os eletrodos foi feita através de jacarés com fios de cobre isolados. Esse sistema tem forma geométrica cilíndrica que viabiliza melhor a agitação e facilita o transporte de massas e

cargas dentro do meio reacional. Para cada experimento foram utilizados 500mL de efluente sintético. As soluções onde foram mergulhados os eletrodos de Ferro e Alumínio sofreram constante agitação utilizando um agitador magnético da marca FISATORM /753 com rotação de 55 rpm. A Figura 2 mostra o esquema reacional utilizado nas eletrólises.

Figura 2. Célula eletrolítica utilizada na EC



O tratamento do efluente foi realizado durante 60 minutos ininterruptos. Após finalizado esse tempo, amostras foram coletadas para as análises de Demanda Química de Oxigênio (DQO), turbidez e pH final do efluente. A turbidez foi determinada com um turbidímetro de bancada, da marca DEL LAB/DLT-WV. Como a eletrocoagulação está relacionada à dissolução e consequente consumo dos ânodos utilizados, a quantificação de massa perdida dos eletrodos foi avaliada. Suas massas foram medidas antes e depois de cada experimento, obtendo-se assim o consumo real dos eletrodos. A massa teórica consumida foi calculada pela Equação 1 (Cerqueira, 2006), onde i representa a corrente aplicada em ampères; t é o tempo de eletrólise em segundos; M é a massa molar do elemento participante da eletrólise; F é a constante de Faraday ($9,65 \cdot 10^4 \text{ s.A.mol}^{-1}$); o

n é a quantidade de elétrons envolvidos na reação.

$$m_{el} = \frac{i \times t \times M}{F \times n} \quad (\text{Equação 1})$$

Já o gasto energético foi avaliado com o intuito de analisar a viabilidade econômica da técnica, conforme a Equação 2 (Kobyta *et al.*, 2006), onde C representa o consumo de energia por metro cúbico de efluente tratado, em kWh/m³; V é o potencial (V) aplicado na célula eletrolítica; A é a corrente (A) submetida à célula; t é o tempo de eletrólise (s) e v é o volume de efluente tratado (m³). O produto entre o resultado obtido na Equação 2 e a tarifa de energia cobrada resulta no valor, em reais, do gasto econômico.

$$C_{energia} = \frac{U \times I \times t}{1000 \times v} \quad (\text{Equação 2})$$

Análise da Demanda Química de Oxigênio

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi analisada utilizando o método colorimétrico de refluxo fechado (APHA, 2012), que consiste no preparo de dois reagentes, intitulados de reagente 1 e 2. O reagente 1 foi preparado pela adição de 5,1g de dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) em 250mL de água destilada. Em seguida, foram adicionados 83,5mL de ácido sulfúrico concentrado (H₂SO₄) e 16,65g de sulfato de mercúrio (II) (HgSO₄). Por fim, a solução foi transferida para um balão volumétrico de 500mL e aferido o volume até a marcação. O reagente 2 foi preparado pela dissolução de 2,75g de sulfato de prata (Ag₂SO₄) em 271mL de ácido sulfúrico concentrado. Para a construção da curva de calibração, uma solução de biftalato de potássio (KHC₈H₄O₄) foi preparada pela

dissolução de 0,853g do sal em 1 litro de água destilada. A DQO dessa solução é conhecida e equivale a 1000mg.L⁻¹ de O₂. A partir dessa solução, prepararam-se diversas soluções-padrão de concentrações conhecidas.

Para a análise da DQO foram introduzidos 1,5mL do reagente 1 em um tubo de digestão, seguido de 3,5mL do reagente 2 e, por último, adição de 2,5mL da amostra a ser analisada. Esses tubos foram digeridos à temperatura de 150°C em um digestor Lucadema por 2 horas. Após isso, foram resfriados à temperatura ambiente e as leituras de absorbâncias foram feitas utilizando um espectrofotômetro UV-Vis, marca Thermo Scientific, modelo Evolution 60S, em comprimento de onda de 600nm. Os valores de absorbância obtidos foram correlacionados à curva de calibração construída para obtenção dos valores de DQO e a eficiência do processo EC foi determinada pela Equação 3, onde E representa a eficiência do tratamento (%); E_b é o parâmetro do efluente bruto; e E_t é o parâmetro do efluente tratado.

$$E = \frac{E_b - E_t}{E_b} \times 100 \quad (\text{Equação 3})$$

Análise da influência dos parâmetros no custo energético da Eletrocoagulação

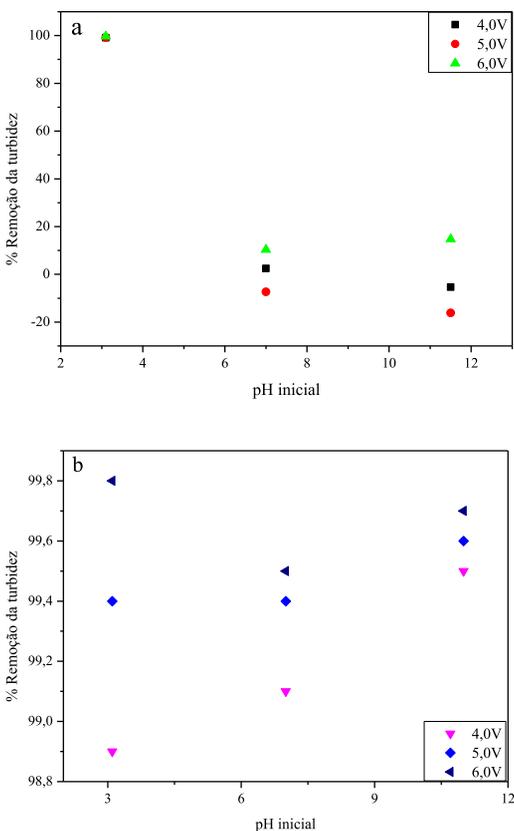
As diferenças do custo financeiro relacionado às alterações dos parâmetros operacionais foram analisadas utilizando o Diagrama de Pareto. Essa ferramenta permite através de gráficos de barras verticais determinar os problemas e prioridades que determinado procedimento financeiro possui (Santos; Guimarães; Brito, 2013). Dessa forma, foi possível avaliar qual parâmetro (tensão elétrica e pH da solução) foi responsável por aumentos consideráveis no custo energético.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Turbidez

A turbidez é uma medida da dificuldade da luz em atravessar uma determinada quantidade de efluente devido a partículas sólidas em suspensão (Correia *et al.*, 2008). A sua redução em decorrência da EC foi observada em diversos estudos (Ferreira, 2013; García-García *et al.*, 2014; Andrade *et al.*, 2020), mostrando que ela é um importante parâmetro para definir a qualidade do efluente tratado. Na Figura 3, a seguir, são mostrados os resultados para redução da turbidez do efluente analisado.

Figura 3. Remoção da Turbidez em diferentes condições reacionais utilizando: (a) eletrodos de Ferro e (b) Alumínio em função do pH inicial



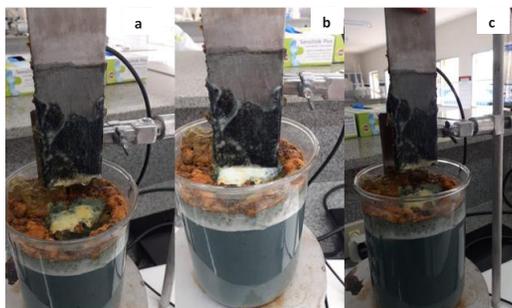
De acordo com a Figura 3a, os experimentos realizados em pH a partir de 7, exibem um comportamento que implica em um aumento da turbidez. Segundo Chezeau *et al.* (2019), esse comportamento implica que o eletrodo de Ferro produz uma quantidade maior de agentes coagulantes (conforme tabela I) para atuar na limpeza do efluente, porém não é tão eficiente em pH alto. Devido à maior quantidade de agentes coagulantes disponíveis para aglutinar as macromoléculas de gorduras do efluente lácteo, os flocos formados acabam dispersando ainda mais a luz, aumentando a turbidez da amostra tratada. Já para o eletrodo de Alumínio (Figura 3b) a remoção de turbidez alcançou valores acima de 97% independente do pH, em todos os potenciais elétricos aplicados, sendo possível observar maior incremento na eficiência para potenciais maiores, uma vez que a produção de agentes coagulantes é proporcional ao potencial aplicado (Bazrafshan *et al.*, 2012). A elevada redução da turbidez com a utilização dos eletrodos Alumínio também foi observada por outros pesquisadores, tais como: Smoczynski *et al.* (2013), Aitbara *et al.* (2014) e Benazzi *et al.* (2015).

A menor eficiência na remoção da turbidez para os eletrodos de Ferros pode estar relacionada à camada espessa de gordura formada na superfície, responsável pela diminuição da eficiência em pH altos. Na figura 4, é mostrado o sistema eletrolítico utilizando os eletrodos de Ferro em diferentes estágios da EC.

Essa camada de gordura acaba diminuindo significativamente a quantidade de coagulante produzido na célula eletrolítica, pois há uma diminuição do contato entre eletrodo e efluente. Nos experimentos deste trabalho, em pH neutro e alcalino, as amostras apresentaram coloração esverdeada que persistiu durante todo o experimento, seguida de uma cor amarela forte após o término do experimento. As gorduras do leite formam

um sistema coloidal estável que possui a capacidade de estabilizar o eletrodo de Ferro retardando o início da EC, que depende de uma quantidade mínima de cátions dissolvidos para iniciar (Chezeau *et al.*, 2019). Como a região anódica fica obstruída (embora os eletrodos tenham sido dissolvidos inicialmente) não é possível observar realmente a coagulação ocorrendo, indicando que essas condições não são favoráveis para produzir o agente coagulante, o Hidróxido de Ferro (III), em quantidades suficientes. Com essas limitações, a EC utilizando eletrodos de Ferro é lenta e não remove de maneira eficaz compostos lácteos em pH alto. Entretanto, em condições ideais de pH, pôde-se observar melhoras na taxa de produção de agentes coagulantes (Valente *et al.*, 2012; Geraldino *et al.*, 2015; Chezeau *et al.*, 2019).

Figura 4. Camada de gordura formada na superfície do eletrodo de Ferro. Condições experimentais: pH acima de 7,0 e (a) 15 min; (b) 30 min e (c) 60 min.



Neste trabalho, as melhores condições reacionais utilizando os eletrodos de Ferro ocorreram em pH ácido e corrente elevada. Em pH menores que 4 foram observados bons resultados na coagulação do efluente sintético, explicitados pela elevada remoção da turbidez, chegando a remoções de 99,1, 99,2 e 99,7% para 4,0V, 5,0V e 6,0V, respectivamente. Segundo Geraldino *et al.* (2015), a escolha do pH é um dos fatores mais importantes para definir a eficiência da eletrocoagulação em resíduo lácteo. Vale

ressaltar também que a quantidade de poluentes lácteos – como a lactose – é menor em efluentes brutos e a quantidade do poluente influencia, diretamente, na eficiência, na eletrocoagulação (Melchior *et al.*, 2016).

A eficiência na remoção dos poluentes está diretamente relacionada à formação de íons metálicos em solução a partir do material anódico empregado. Consequentemente, há perda de massa do ânodo que implica diretamente na vida útil dos eletrodos. A massa dos eletrodos pode ser mensurada pela equação 1, de acordo com Cerqueira (2006), utilizando a Lei de Faraday e as massas de cada eletrodo no final dos experimentos. A Tabela I apresenta os valores de massa consumida para os eletrodos de Ferro e Alumínio nas condições reacionais variando o potencial elétrico e pH inicial. Pela análise, é possível perceber que a dissolução do ânodo de Alumínio foi menor quando comparado ao Ferro em todos os valores de pH.

Além da Lei de Faraday que determina a quantidade de metal consumido em uma eletrólise, outro parâmetro que também influencia é a dosagem do coagulante produzido *in situ* que depende da auto-corrosão do eletrodo. Em pH alcalino, o Alumínio tende a sofrer maior auto-corrosão, o que aumenta a quantidade de íons Al^{3+} em solução, diferentemente do eletrodo de Ferro, que diminui a taxa de corrosão em pH básicos (Smoczynski; Munska; Pierozynski, 2013). Esse comportamento explica a alta dissolução anódica do Ferro apenas em pH ácido e o motivo do consumo deste eletrodo ter sido maior em pH baixo, embora o pH final na região gordurosa formada nos meios neutros e básicos não ter sido determinado.

Tabela I. Massa consumida dos eletrodos de Fe e Al (condições de pH = 3,0; 7,0 e 12,0)

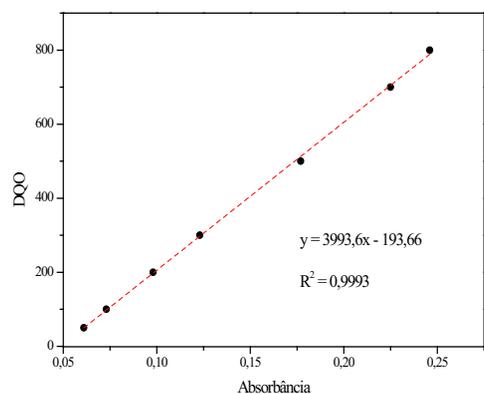
Condições experimentais	Consumo teórico		Consumo prático		
	Fe	Al	Fe	Al	
Efluente ácido	4,0 V	0,99g	0,37g	0,99g	0,50g
	5,0 V	1,31g	0,60g	1,34g	0,60g
	6,0 V	1,54g	0,80g	1,62g	1,20g
Efluente neutro	4,0 V	0,41g	0,33g	0,67g	0,50g
	5,0 V	0,71g	0,52g	0,81g	0,55g
	6,0 V	1,14g	0,72g	1,20g	0,95g
Efluente básico	4,0 V	0,78g	0,38g	0,70g	0,30g
	5,0 V	0,87g	0,48g	0,60g	0,40g
	6,0 V	0,94g	0,55g	0,80g	0,70g
Massa total consumida	8,69g	4,75g	8,73g	5,70g	

Redução da Demanda Química de Oxigênio

Na figura 5, a seguir, é apresentada a curva de calibração utilizada no cálculo das análises de DQO para os dois eletrodos testados. Conforme é possível perceber, foi obtido um fator de ajuste ao modelo estatístico linear $R^2 = 0,9993$, o que confere boa precisão aos resultados obtidos por extrapolação (regressão linear) das amostras analisadas. As amostras do efluente lácteo foram analisadas conforme o método descrito na parte experimental e os seguintes parâmetros operacionais foram avaliados para remoção da DQO: natureza dos eletrodos, tensão aplicada e pH inicial das amostras.

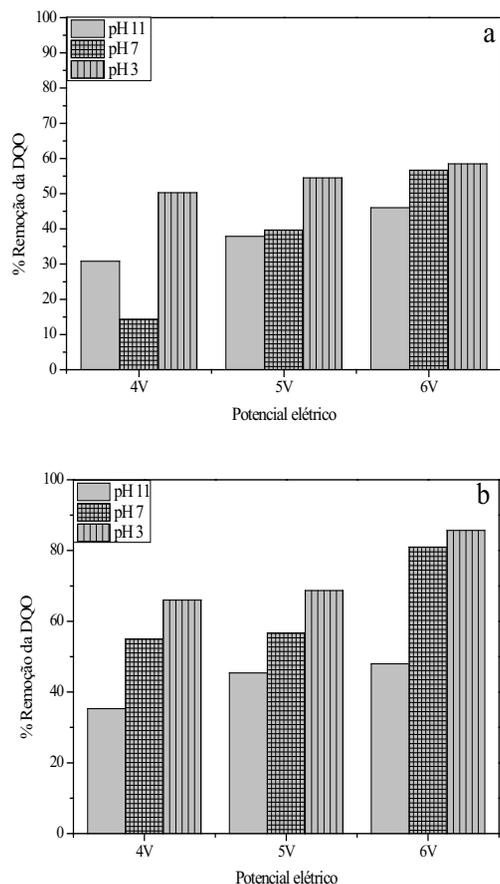
Os resultados de redução da DQO estão mostrados na figura 6, abaixo. As maiores eficiências foram observadas nos experimentos onde o pH inicial do efluente era ácido e potencial 6,0 V. Quando comparados os eletrodos de Ferro e Alumínio, é possível observar que o Ferro apresentou menor desempenho em todos os potenciais elétricos aplicados, mesmo nas condições de pH ácido e máximo potencial, a maior taxa de remoção

foi em torno de 50%. Valores semelhantes foram encontrados por Bazrafshan *et al.* (2012) que conseguiram redução de 60,6% da DQO de um efluente lácteo real e por Valente *et al.* (2012) que conseguiram remoção de 58%. Essa baixa eficiência pode estar relacionada à camada de gordura formada na superfície dos eletrodos de Ferro, comum aos efluentes lácteos. Para efluentes de outras naturezas, trabalhos com eletrodos de Ferro obtiveram desempenhos melhores com remoção de DQO acima de 90% (Sengil; Ozacar, 2009; Varank; Sabuncu, 2014).

Figura 5 - Curva de calibração para determinação da DQO

Diferentemente, para os eletrodos de Alumínio houve redução de 85,7% de DQO quando a corrente foi 6,0V, em meio ácido. Essa maior eficiência está diretamente relacionada à quantidade suficientemente maior de espécies aniônicas em solução que aprisionam as macromoléculas de gordura do leite, à maior auto-corrosão e evidência de não formação de camadas de gorduras na superfície dos eletrodos. Alguns resultados similares foram reportados na literatura para efluentes lácteos sintéticos e reais em diferentes condições operacionais por Bazrafshan *et al.* (2012), Ghahreman *et al.* (2012) e Reilly *et al.* (2019).

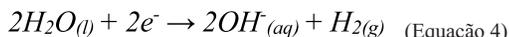
Figura 6 - Efeitos dos parâmetros operacionais (potencial e pH) na remoção da DQO com eletrodos de (a) Ferro e (b) Alumínio



De acordo com Chezeau *et al.* (2019), a EC com eletrodos de Alumínio no tratamento de resíduos lácteos, por ser mais rápida, possui boas perspectivas para utilização na limpeza de efluentes lácteos reais por diminuir os parâmetros necessários para a qualidade da água num tempo menor. Todavia, bons resultados estão atrelados a controles mais precisos de parâmetros operacionais como a área superficial dos eletrodos (que implica em mais agente coagulante *in situ*), o pH inicial do efluente, o tipo de célula idealizada para o trabalho e tempo de tratamento.

Varição do pH do efluente em decorrência do tratamento

Um dos efeitos da EC é o aumento do pH do efluente. Isso acontece principalmente pela formação de íons hidróxidos (OH⁻) na região anódica durante o tratamento, de acordo com a Equação 4 (Mollah *et al.*, 2004).



A figura 7 mostra as variações no pH do efluente. É possível perceber que as maiores variações ocorrem quando o pH inicial efluente é próximo a 3,0 (Fig. 7-a). Nesta condição, para os eletrodos de Ferro, o pH final alcançou resultados próximos a 7,0, que é um bom padrão para destino de efluentes em corpos d'água. Tanto nos efluentes ácidos quanto nos neutros, observou-se variação maior no pH final (Fig. 7-a e 7-c). No geral, o pH aumenta em decorrência da EC, exceto se o pH do efluente sendo tratado seja altamente alcalino (Naje, 2016; Melchior *et al.*, 2019). Entretanto, os resultados obtidos neste trabalho descrevem um aumento no pH final, mesmo o meio sendo alcalino, para os eletrodos de Ferro (Fig. 7-b).

Constatou-se também que o pH, após o tratamento, estabiliza em uma determinada

faixa. Benazzi *et al.* (2015) relataram que, para a condição de pH inicial 6,0, o final se estabilizou entre 7,8 e 9,2. Neste trabalho, contudo, reparou-se que estabilização do pH final ocorreu em faixas distintas, conforme tabela II.

Figura 7 - Variação do pH em consequência da eletrocoagulação

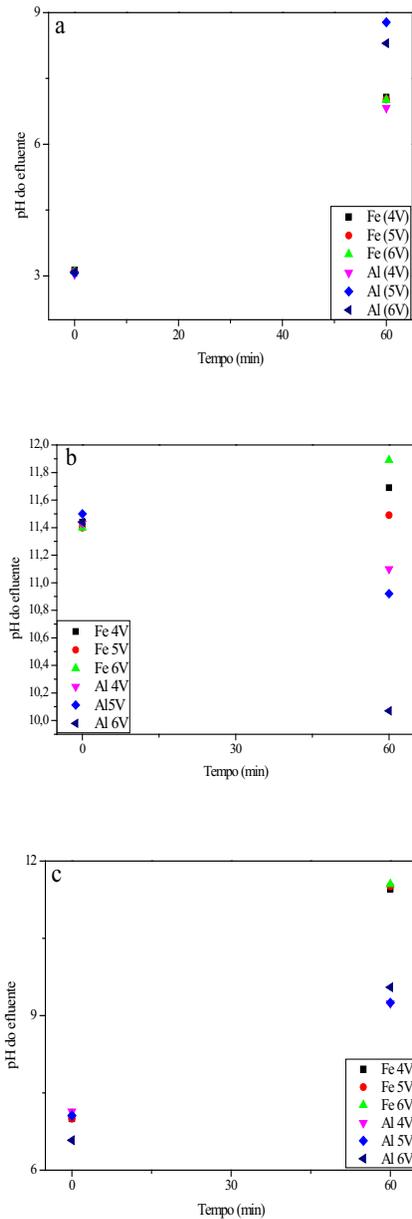


Tabela II. Faixa de estabilização do pH em decorrência da EC para os eletrodos de Ferro e Alumínio

Condições iniciais de pH	Faixa de estabilização	
	Eletrodo de Fe	Eletrodo de Al
3,0	7 ± 0,07	6,83 ± 1,95
7,0	11,46 ± 0,1	9,24 ± 0,31
11,5	11,49 ± 0,40	10,07 ± 1,03

Foi observado que o pH inicial está diretamente relacionado ao pH final após o tratamento ter sido conduzido. É possível constatar que a variação na faixa de pH com os eletrodos de Alumínio foi maior, mas os seus valores finais foram menores do que os de Ferro, com a exceção do meio ácido. O valor final do pH com eletrodos de Ferro após o tratamento é maior (Chezeau *et al.*, 2019). Percebe-se, portanto, que o pH final também é um parâmetro que depende de diversos fatores. São preferíveis, entretanto, aqueles cuja faixa de estabilização esteja próxima à neutralidade, pois o descarte é possível sem necessidade de ajustes no pH (Aitbara *et al.*, 2014).

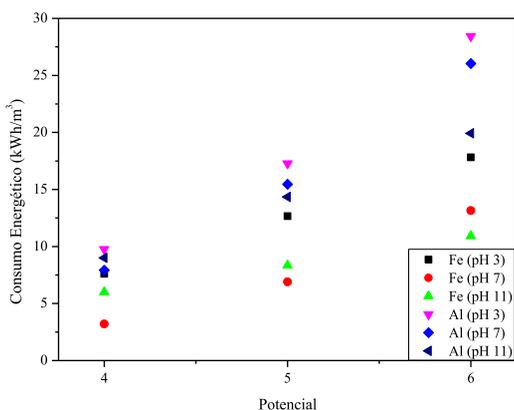
Gasto energético decorrente do tratamento e análise financeira utilizando o diagrama de Pareto

O consumo energético é um parâmetro que determina a viabilidade financeira do processo empregado no tratamento. Utilizando o mesmo valor de tarifa energética, foi possível calcular o custo para o tratamento utilizando a EC do efluente lácteo. Os cálculos foram realizados utilizando apenas os dois melhores resultados descritos na remoção de DQO para cada eletrodo, conforme a figura 8.

Pela análise da figura 8, é possível observar que quanto maior o potencial aplicado na célula eletrolítica, maior é o gasto energético encontrado, conforme a equação 2. Nesse

potencial, o consumo calculado foi aproximadamente 7,82 kWh/m³ para o eletrodo de Ferro e 28,40 kWh/m³ para o eletrodo de Alumínio, que convertendo para custos financeiros, tomando como base a tarifa de 0,662 R\$/m³, fica em torno de 11,79 R\$/m³ e 17,70 R\$/m³, respectivamente.

Figura 8 - Consumo energético da eletrocoagulação no tratamento de efluente lácteo



O diagrama de Pareto, apresentado na figura 9, descreve o comportamento dos experimentos em termos do custo financeiro, bem

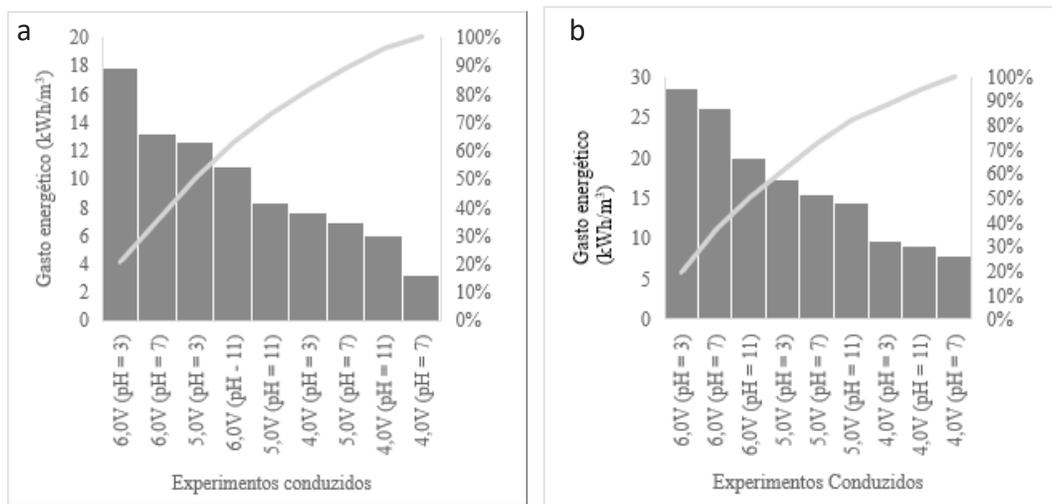
como os parâmetros que mais influenciaram em maior ou menor gasto.

Como observado, em pH ácido, a EC apresentou melhor desempenho da remoção do contaminante, mas o valor do processo aumentou consideravelmente. Os dois melhores experimentos com o eletrodo de Ferro representaram aproximadamente 40% de todo o custo do processo indicando que majoritariamente os meios ácido e neutro representaram o percentual elevado com relação ao gasto total. Para o eletrodo de Alumínio, os experimentos conduzidos em potencial de 6,0V representam, de acordo com o gráfico, mais de 50% de todo o gasto energético. No geral, quanto mais custoso foi o processo, maior sua eficiência.

Conclusão

Diversos fatores influenciam na eficiência da EC aplicada no tratamento de efluentes lácteos, tais como pH inicial do efluente, tensão elétrica a qual a célula está submetida, material anódico e distância entre os eletrodos. Essa influência, entretanto, vai além da

Figura 9 - Diagrama de Pareto (a) eletrodos de Ferro e (b) eletrodos de Alumínio



eficiência do tratamento e influencia diretamente no custo energético do tratamento. Nos diagramas de Pareto foi possível observar que o pH inicial do efluente impacta significativamente no custo energético do tratamento. De maneira geral, foi observado que quanto maior a corrente, maior a eficiência observada, não obstante seja perceptível que os seus custos foram igualmente elevados.

No tocante ao meio reacional, as condições de pH ácido mostraram-se mais satisfatórias no tratamento, não apenas por influenciar positivamente na eficiência de remoção

dos poluentes, uma vez que os efluentes submetidos aos experimentos conduzidos em pH 3,0 apresentaram um pH final muito próximo à neutralidade, não havendo necessidade de regulá-lo antes do seu descarte na natureza. A EC realizada no efluente lácteo com a utilização de eletrodos de Alumínio é preferível, pois alcançou valores elevados na diminuição da DQO, com 85,7%, nas melhores condições, além de uma diminuição de 99% na turbidez. Já para o eletrodo de Ferro, foi observada a diminuição de 56,7% e 99% da DQO e turbidez, respectivamente.

REFERÊNCIAS

- ABLV, Associação Brasileira da Indústria de Lácteos de Longa Vida (2021). Disponível em: <https://ablv.org.br/publicacoes>.
- ADHOUM, N.; MONSER, L. Decolourization and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater by electrocoagulation. **Chemical Engineering and Processing**, v. 43, p. 1281-1287, 2004.
- ANDRADE, A. N.; BLASQUES, R. V.; VILLIS, P. C. M.; SILVA, D. F.; GOMES, W. C. Efficiency of electroflocculation in the treatment of water contaminated by organic waste. **Ambiente & Água – Na Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 15, n. 2, p. 1-10, 2020.
- APHA (2012) Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 22nd Edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- AQUINO NETO, S.; MAGRI, T. C.; SILVA, G. M.; ANDRADE, A. R. Tratamento de resíduos de corante por eletrofloculação: um experimento para cursos de graduação em química. **Química Nova**, v. 34, n. 8, p. 1468-1471, 2011.
- BARBOSA, C. S.; MENDONÇA, R. C. S.; SANTOS, A. L.; PINTO, M. S. Aspectos e impactos ambientais envolvidos em um laticínio de pequeno porte. **Revista Instituto de Laticínios Cândido Tostes**, v. 64, n. 366, p. 28-35, 2009.
- BAZRAFESHAN, E.; MOEIN, H.; MOSTAFAPOUR, F. K.; NAKHAIE, S. Application of Electrocoagulation Process for Dairy Wastewater Treatment. **Journal of Chemistry**, v. 2, p. 1-8, 2012.
- BENZAZZI, T. L.; LUCCIO, M.; DALLAGO, R. M.; STEFFENS, J.; MORES, R.; NASCIMENTO, M. S.; KREBS, J.; CENI, G. Continuous Flow Electrocoagulation in the Treatment of Wastewater from Dairy Industries. **Water Science & Technology**, v. 73, n. 6, p. 1418-1425, 2015.
- BORGES, T. N.; COSTA, R. M.; GONTIJO, H. M. Caracterização do Efluente de uma Indústria de Laticínios: Proposta de Tratamento. **Research Society and Development**, v. 8, n. 1, p. 1-13, 2019.

CERQUEIRA, A. A. **Aplicação da técnica de eletrofloculação no tratamento de efluentes têxteis**. 2006. 111 f. Dissertação (mestrado em Química) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Centro de Tecnologia e Ciências. Rio de Janeiro, RJ, 2006.

CHATURVEDI, S. I. Electrocoagulation: A Novel Waste Water Treatment Method. **International Journal of Modern Engineering Research**, v. 3, n. 1, p. 93-100, 2013.

CHEN, G. Electrochemical Technologies in wastewater treatment. **Separation, Purification Technology**, v. 38, p. 11-41, 2004.

CHEZEAU, B.; BOUDRICHE, L.; VIAL, C.; BOUDJEMAA, A. Treatment of dairy wastewater by electrocoagulation process: Advantages of combined iron/aluminum electrodes. **Separation Science and Technology**, v. 55, n. 14, p. 1-18, 2019.

COMBATT, M. P. M.; MENDONÇA, R. C. S.; VALENTE, G. de F. S.; SILVA, C. M. Validação do processo de eletrocoagulação e avaliação da eletrodissolução de eletrodos no tratamento de efluentes de abatedouro de aves. **Química Nova**, v. 40, n. 4, p. 447-453, 2016.

CORREIA, A.; BARROS, E.; SILVA, J.; RAMALHO, J. Análise da Turbidez da Água em Diferentes Estados de Tratamento. *In*: Encontro Regional de Matemática Aplicada e Computacional, 2008, Natal. **Anais [...]**. Natal: 2008. Disponível em: https://dimap.ufrn.br/~sbmac/ermac2008/Anais/Resumos%20Estendidos/Analise%20da%20turbidez_Aislan%20Correia.pdf. Acesso em: 08 abr. 2023.

CRESPILHO, F. N.; SANTANA, C. G.; REZENDE, M. O. O. Tratamento de Efluente da Indústria de Processamento de Coco Utilizando Eletroflotação. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 387-392, 2004.

DOGGAZ, A.; ATTOURA, A.; MOSTEFA, M. P.; CÔME, K.; TLILI, M.; LAPICQUE, F. Removal of heavy metals by electrocoagulation from hydrogenocarbonatecontaining waters: Compared cases of divalent iron and zinc cations. **Journal of Water Process Engineering**, v. 29, p. 1-7, 2019.

FERREIRA, D. S. **Estudo Comparativo da Coagulação/floculação e Eletrocoagulação no Tratamento de Lixiviado de Aterro**. 2013. 126 f. Dissertação (mestrado em Ciências) – Universidade Federal do Rio de Janeiro Escola de Química. Rio de Janeiro, RJ, 2013.

GARCÍA-GARCÍA, A.; MARTÍNEZ-MIRANDA, V.; MARTÍNEZ-CIENFUEGOS, I. G.; ALMAZÁN-SANCHEZ, P. T.; CASTAÑEDA-JUÁREZ, M.; LINARES-HERNÁNDEZ, I. Industrial wastewater treatment by electrocoagulation–electrooxidation 4 processes powered by solar cells. **Fuel**. p. 1-9. 2014.

GERALDINO, H. C. L. Efficiency and operating cost of electrocoagulation system applied to the treatment of dairy industry wastewater. **Acta Scientiarum Technology**, v. 37, n. 3, p. 401-408, 2015.

GOBBI, L. C. A. **Tratamento de água Oleosa por Eletrofloculação**. 2013. 120 f. Dissertação (Mestrado em Energia) – Universidade Federal do Espírito Santo, centro universitário norte do Espírito Santo, São Mateus, ES, 2013.

Global Dairy Plataform. **Dairy. Everyday. Around the world**, 2017. Disponível em: <https://www.globaldairyplatform.com/wp-content/uploads/2018/04/gdp-annual-report-online.pdf> Acesso em: 08 jun. 2023.

HOLT, P. K.; BARTON, G. W.; WARK, M.; MITCHELL, C. A. A quantitative comparasion between chemical dosing and electrocoagulation. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 211, p. 233-248. 2002.

JOÃO, J. J.; ALVES, A. V.; VIEIRA, J. L.; EMERICK, T.; SILVA, C. S. Eletrocoagulação-flotação: uma tecnologia mais sustentável para o tratamento de efluentes de frigoríficos de suínos. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 13, n. 3, p. 1091-1112, 2020.

- JUNHO, A. L.; SANTOS, I. F. S.; SILVA, A. M. L.; BARROS, R. M.; SANT'ANNA, D. O.; FERRAZ, A. C. P. Treatment of wastewater from the dairy industry with *Moringa Oleífera* using two different methods, **Research Society and Development**, v. 10, n. 7, p. 1-12, 2021.
- KOBYA, M.; HIZ, H.; SENTURK, E.; AYDINER, C.; Demirbas, E. Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. **Desalination**, v. 3, n. 2, p. 201-211, 2006.
- LEITE, M. T.; BARROZO, M. A. de S.; RIBEIRO, E. J. Canonical Analysis Technique as an Approach to Determine Optimal Conditions for Lactic Acid Production by *Lactobacillus helveticus* ATCC 15009. **International Journal of Chemical Engineering**, v. 2012, p. 1-9, 2011.
- MATTOS, J. C. P.; ALMEIDA, V. M.; GRANJA, D. S. S.; NUNES, G. S.; VIEIRA, L. J. S. Prospecção Tecnológica Sobre Técnicas de Eletroflotação e Eletrocoagulação Aplicadas no Tratamento das Águas Residuárias das Indústrias do Ramo do Látex. **Cadernos de Prospecção**, v. 9, n. 3, p. 287-297, 2016.
- MELCHORS, M. S.; PIOVESAN, M.; BECEGATO, V. R.; BECEGATO, V. A.; TAMBOURGI, E. B.; PAULINO, A. T. Treatment of wastewater from the dairy industry using electroflocculation and solid whey recovery. **Journal of Environmental Management**, v. 182, p. 574-580, 2016.
- MOLLAH, M. Y. A.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J. A. G.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D. L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, p. 199-210. 2004.
- NAJE, A. S.; CHELLIAPAN, S.; ZAKARIA, Z.; AJEEL, M. A.; ALABA, P. A. A review of electrocoagulation technology for the treatment of textile wastewater. **Reviews in Chemical Engineering**, 2016.
- REILLY, M.; COOLEY, A. P.; TITO, D.; TASSOU, S. A.; THEODOROU, M. K. Electrocoagulation Treatment of Dairy Processing and Slaughterhouse Wastewaters. **Energy Procedia**, v. 161, p. 343-351, 2019.
- SANTOS, A. A. M. dos; GUIMARÃES, E. A.; DE BRITO, G. P. Gestão da qualidade: conceito, princípio, método e ferramentas. **Revista Científica Intermeio**, Ano 1, n. 2, p. 91-101, 2013.
- SARAIVA, C. B.; MENDONÇA, R. C. S.; SANTOS, A. de L.; PEREIRA, D. A. Consumo de água e geração de efluentes em uma indústria de laticínios. **Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes**. v. 64, n. 367, p. 10-18, 2009.
- SARKKA, H.; VEPSSALAINEN, M.; SILLANPAA, M. Natural organic matter (NOM) removal by electrochemical methods – a review. **Journal Electroanalytical Chemistry**, v. 755, p. 100-108, 2015.
- SENGIL, I. A.; OZACAR, M. The decolorization of C.I. Reactive Black 5 in aqueous solution by electrocoagulation using sacrificial iron electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 161, p. 1369-1376, 2008.
- SHETE, B. S.; SHINKAR, N. P. Dairy Industry Wastewater Sources, Characteristics & its Effects on Environment. **International Journal of Current Engineering and Technology**, v. 3. n. 5. p. 1611-1615, 2013.
- SILVA, D. J. P. **Diagnóstico do consumo de água e da geração de efluentes em uma indústria de laticínios e desenvolvimento de um sistema multimídia de apoio**. 2006. 88 f. Dissertação (mestrado em ciências). Universidade Federal de Viçosa, MG, 2006.
- SMOCZYNSKI, L.; MUNSKA, K.; PIEROZYNSKI, B. Electrocoagulation of Synthetic Dairy Wastewater. **Water Science & Technology**, v. 67, n. 2, p. 404-409, 2013.
- SOUZA, C. F.; HEMKEMEIER, M. Pós tratamento por eletrocoagulação de efluente do processamento do soro de leite tratado por reator anaeróbio. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 9, p. 1-26, 2020.

VALENTE, G. F. S., MENDONÇA, R. C. S.; PEREIRA, J. A. M.; FELIX, L. B. The efficiency of electrocoagulation in treating wastewater from a dairy industry, Part I: Iron electrodes. **Journal of environmental Science and Health**, v. 48, p. 355-361, 2012.

VARANK, G.; SABUNCU, M. E. Application of Central Composite Design Approach for Dairy Wasterwater Treatment by Electrocoagulation Using Iron and Aluminum Electrodes: modeling and optimization. **Desalination and Water**, v. 56, n. 1, p. 33-54, 2014.

VOURCH, M.; BALANNEC, B.; CHAUFER, B.; DORANGE, G. Treatment of dairy industry wastewater by reverse osmosis for water reuse. **Desalination**, v. 219. p. 190-202, 2008. !!

