

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

JAÍNE SCHNEIDER

**AVALIAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO E OTIMIZAÇÃO DE PROCESSO
MICROBIOLÓGICO DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DE UMA INDÚSTRIA DE
COSMÉTICOS**

PONTA GROSSA

2022

JAÍNE SCHNEIDER

**AVALIAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO E OTIMIZAÇÃO DE PROCESSO
MICROBIOLÓGICO DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DE UMA INDÚSTRIA DE
COSMÉTICOS**

**EVALUATION OF ELECTROCOAGULATION AND OPTIMIZATION OF
MICROBIOLOGICAL PROCESS OF EFFLUENT TREATMENT OF A COSMETICS
INDUSTRY**

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Biotecnologia, do Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Bittencourt Sydney.
Coorientadora: Prof^a. Dra. Juliana Martins Teixeira de Abreu Pietrobelli
Coorientador: Prof. Daniel Poletto Tesser

PONTA GROSSA

2022



Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)



**Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Ponta Grossa**



JAINE SCHNEIDER

AVALIAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO E OTIMIZAÇÃO DE PROCESSO MICROBIOLÓGICO DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DE UMA INDÚSTRIA DE COSMÉTICOS

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestra Em Biotecnologia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).
Área de concentração: Biotecnologia.

Data de aprovação: 11 de Março de 2022

Eduardo Bittencourt Sydney, - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Carlos Magno De Sousa Vidal, Doutorado - Universidade Estadual do Centro Oeste (Unicentro)

Dr. Daniel Poletto Tesser, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dra. Juliana Martins Teixeira De Abreu Pietrobelli, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Marina Celant De Pra, - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 19/04/2022.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho ao meu avô, chamado carinhosamente de nono, Arnildo Schneider que faleceu durante este período de mestrado vítima da Covid-19, este homem sem muito estudo nos mostrou o que é honestidade e sensatez. Amo você eternamente!

AGRADECIMENTOS

À Deus e Nossa Senhora, por me abençoarem com saúde e sabedoria durante essa jornada, principalmente neste período pandêmico.

Aos meus pais, Almir e Rosicler, por não medirem esforços ao me dar o suporte necessário para concluir mais esta etapa da minha vida, e por todas as palavras de incentivo, amor e fé em meio às dificuldades.

A minha irmã, Giane, meu cunhado Nilson e meus sobrinhos Arthur e Thamiris, por serem minhas bases e meus motivos para lutar, pela amizade, apoio, e alegria transmitidos.

Ao meu noivo, Heliton, pela paciência, carinho e atenção em todos os momentos.

Aos meus orientadores Prof^o Eduardo, Prof^a Juliana e Prof^o Daniel, pela oportunidade de executar este trabalho, pelos ensinamentos, conselhos que tanto me motivaram e pela compreensão em momentos difíceis. Professores são anjos que nos ajudam na nossa formação profissional e pessoal.

A empresa parceira a esta pesquisa, e a todas as pessoas que me auxiliaram, pessoal do setor de meio ambiente, manutenção e diretoria da empresa.

RESUMO

O consumo crescente dos mais diversos tipos de cosméticos faz com que a geração de resíduos sólidos e líquidos nas indústrias de cosméticos também aumente. Desta forma, a busca por tratamentos alternativos, com menores custos e eficazes para remoção de contaminantes, como carga orgânica, surfactantes e óleos e graxas do efluente líquido também cresce, visto que as empresas geradoras são responsáveis por seus resíduos, estando sujeitas a multas e processos legais caso não cumpram as normas exigidas por órgãos ambientais. A eletrocoagulação (EC) vem como uma alternativa para tratamento de efluentes visando à remoção dos contaminantes e apresentando diversas vantagens, dentre elas o baixo custo operacional, já que não necessita da inserção de produtos químicos no processo, com isso, a produção do agente coagulante *in situ* e a baixa produção de lodo. Neste estudo, a eletrocoagulação combinada com o processo de lodos ativados foi investigada para a remoção dos poluentes de um efluente de uma indústria de cosméticos comparada ao processo de tratamento já adotado pela indústria – coagulação-floculação (CF). As variáveis da EC foram o material construtivo dos eletrodos (ferro e alumínio), o pH, o tempo de eletrólise e a tensão aplicada. A partir dos resultados foi possível verificar que em termos de remoção de DQO a redução de DQO foi na ordem de 62% e 74% para alumínio e ferro, respectivamente, na condição ótima de pH 7 e tensão 20V. Ao efluente tratado por eletrocoagulação foi aplicada a tecnologia de lodos ativados e avaliada a real efetividade do tratamento por diferentes kits de bactérias comerciais quando comparado a coagulação-floculação. Os melhores resultados foram para o tratamento da EC com ferro e alumínio, na ordem de 98,7% e 94,9%, respectivamente, após 10 dias de tratamento microbiológico quando comparado ao da CF, que obteve 94,9% de remoção de DQO, após 14 dias de tratamento microbiológico como pós tratamento, portanto os resultados foram satisfatórios, pois atende os parâmetros estabelecidos em menor tempo com utilização de kits comerciais de bactérias.

Palavras-chave: eletrocoagulação; efluente industrial; cosméticos.

ABSTRACT

The increasing consumption of the most diverse types of cosmetics also increases the generation of solid and liquid waste in cosmetic industries. Thus, the search for alternative, less expensive and effective treatments to remove contaminants such as organic load, surfactants and oils and grease from the liquid effluent is also increasing, since the generating companies are responsible for their waste and are subject to fines and lawsuits if they do not meet the standards required by environmental agencies. The electrocoagulation (EC) comes as an alternative for the treatment of effluents aiming at the removal of contaminants and presenting several advantages, among them the low operating cost, since it does not require the insertion of chemicals in the process, thus, the production of coagulant agent in situ and low production of sludge. In this study, the electrocoagulation combined with the activated sludge process was investigated for the removal of pollutants from an effluent of a cosmetics industry compared to the treatment process already adopted by the industry - coagulation-flocculation (EC). The variables of the CE were the construction material of the electrodes (iron and aluminum), the pH, the electrolysis time and the applied voltage. From the results it was possible to verify that in terms of COD removal the reduction of COD was in the order of 62% and 74% for aluminum and iron, respectively, in the optimal condition of pH 7 and voltage 20V. The activated sludge technology was applied to the effluent treated by electrocoagulation and the real effectiveness of the treatment by different commercial bacteria kits was evaluated when compared to coagulation-flocculation. The best results were for the treatment of CE with iron and aluminum, on the order of 98.7% and 94.9%, respectively, after 10 days of microbiological treatment when compared to the FC, which obtained 94.9% of COD removal after 14 days of microbiological treatment as post treatment, so the results were satisfactory because it meets the established parameters in less time with the use of commercial kits of bacteria.

Keywords: Eletrocoagulation. Industrial Effluent. Cosmetics.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fluxograma em rede do processo produtivo das indústrias do setor de HPPC.	21
Figura 2 - Esquema de reator eletroquímico utilizado no processo de EC.....	26
Figura 3. Processo produtivo da indústria.	32
Figura 4. Processo de tratamento de efluentes adotado na indústria.	33

LISTA DE FOTOGRAFIAS

Fotografia 1. Sistema formado para o processo de EC.....	35
Fotografia 2. Béquer com efluente em aeração.	38
Fotografia 3. Manômetro utilizado para aeração do lodo.	38
Fotografia 4. Espuma formada no tratamento com ferro.....	42
Fotografia 5. Espuma formada no tratamento com alumínio.....	42
Fotografia 6. Efluente com eletrodos de ferro - 10 minutos com 10 V.....	43
Fotografia 7. Efluente com eletrodos de ferro - 10 minutos com 20 V.....	43
Fotografia 8. Efluente com eletrodos de alumínio - 10 minutos com 10 V.	43
Fotografia 9. Efluente com eletrodos de alumínio - 10 minutos com 20 V.	43
Fotografia 10. Espuma após a agitação - ferro.	44
Fotografia 11. Espuma após a agitação - alumínio.	44
Fotografia 12. Efluente tratado após 1h de decantação - ferro.	44
Fotografia 13. Efluente tratado após 1h de decantação - alumínio.	44
Fotografia 14. F720 após 90 minutos de tratamento.....	49
Fotografia 15. A720 após 90 minutos de tratamento.....	49

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Resultados de DQO após o tratamento de eletrocoagulação.....	46
Gráfico 2. Módulo das médias das temperaturas.....	59

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Classificação e utilização das matérias primas para cosméticos.	19
Quadro 2. Relação dos parâmetros e métodos referente às análises do efluente bruto.	34
Quadro 3. Identificações dos tratamentos.	36
Quadro 4. Valores dos parâmetros do efluente bruto.	41
Quadro 5. Nomenclatura utilizada para aplicação do Teste de Tukey.	54
Quadro 6. Tempo de tratamento aplicado em cada tratamento.	60
Quadro 7. Vantagens e desvantagens dos processos de tratamento analisados.	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Resultados expressos em porcentagem de remoção.....	45
Tabela 2. Valores dos parâmetros do efluente bruto e após a eletrocoagulação.....	50
Tabela 3. Resultados do efluente bruto e tratado via coagulação-floculação.	51
Tabela 4. Resultados do processo completo de tratamento (EC + Lodos Ativados e CF + Lodos Ativados).....	52
Tabela 5. Anova.	54
Tabela 6. Aplicação do teste de Tukey para o pH.....	55
Tabela 7. Aplicação do teste de Tukey para a DQO.	55
Tabela 8. Aplicação do teste de Tukey para os sólidos suspensos.	56
Tabela 9. Aplicação do teste de Tukey para turbidez.....	56
Tabela 10. Valores de temperatura obtidos do histórico de dados novembro (2021) a janeiro (2022).	57
Tabela 11. Anova aplicada aos valores de temperatura nos dias de tratamento.	58

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIHPEC	Associação Brasileira da Indústria de Higiene Pessoal, Perfumaria e Cosméticos
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
CONAMA	Conselho Nacional Meio Ambiente
CF	Coagulação – Floculação
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EC	Eletrocoagulação
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
GLP	Gás Liquefeito de Petróleo
OD	Oxigênio Dissolvido
DMS	Diferença mínima significativa

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVO GERAL	17
2.1 Objetivos específicos	17
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1 Indústria de higiene pessoal, perfumaria e cosméticos (HPPC)	18
3.2 Efluentes da indústria de cosméticos	21
3.3 Tecnologias de tratamento de efluentes da indústria de cosméticos	23
3.3.1 Coagulação-Floculação.....	25
3.3.2 Eletrocoagulação.....	25
3.4 Lodos ativados	29
3.4.2 Temperatura	30
3.4.3 Oxigênio dissolvido	30
3.4.4 Nutrientes	31
3.4.5 Substâncias inibidoras	31
4 MATERIAIS E MÉTODOS	32
4.1 Escolha do efluente industrial	32
4.2 Obtenção e caracterização do efluente	33
4.3 Eletrocoagulação	35
4.4 Coagulação-floculação	37
4.5 Tratamento microbiológico	38
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	41
5.1 Caracterização de efluente bruto	41
5.2 Tratamento do efluente via eletrocoagulação	42
5.3 Tratamento do efluente via coagulação-floculação	51
5.4 Análises microbiológicas	53
6 CONCLUSÃO	64
REFERÊNCIAS	66

1 INTRODUÇÃO

Substâncias, mistura ou formulações utilizadas para melhorar ou proteger a aparência ou odor do corpo humano são comumente chamadas de cosméticos. No Brasil, há uma ampla classe desses, chamada também de produtos para a higiene e cuidado pessoal.

A indústria de cosméticos tem crescido em escala mundial nas últimas décadas. Esse crescimento exponencial se dá principalmente devido a participação da mulher no mercado de trabalho, aumento na expectativa de vida, aumento no consumo de produtos masculinos e a gama de produtos inovadores lançados no mercado (GIORDANNI, 2017).

Sobre o processo produtivo de cosméticos, as atividades de recebimento, armazenagem, separação e pesagem de matérias-primas, além de suas análises físico-químicas e organolépticas, ao envase, embalagem, armazenamento e expedição de produto acabado são considerados comuns na obtenção de todos os produtos. Em contrapartida, toda a produção de cosméticos, necessita de controle ambiental em relação às emissões atmosféricas, geração de resíduos sólidos e resíduos líquidos. Tudo deve ser monitorado e controlado para que os impactos ambientais sejam mínimos. Os resíduos líquidos, que são a peça principal deste trabalho, são gerados nos processos de lavagem e sanitização dos recipientes armazenadores dos produtos formulados antes do envase, estes podem ser destinados a Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs) para lançamento em corpos hídricos ou rede pública ou, ainda posterior reuso do efluente tratado para própria lavagem dos recipientes, neste caso em especial destinados à rede pública de esgoto. Porém, as ETEs que operam com esse tipo de efluente, da indústria de cosméticos, têm grande dificuldade de tratar os efluentes de maneira eficiente devido à carga orgânica não biodegradável presente nesse resíduo líquido. Desta forma é de extrema necessidade aplicar um tratamento neste efluente, se descartado *in natura* pode causar eutrofização, redução da taxa de oxigênio dissolvido em cursos d'água, podendo leva-lo a perda total de suas características naturais. Se descartado na rede pública de esgotos, descaracterizará o esgoto doméstico, dificultando a forma de tratamento nas estações de tratamento. Alguns contaminantes não são removidos nesse processo, devido a forma do tratamento, chegando aos corpos hídricos.

O motivo dessa dificuldade se deve ao fato da grande diversificação de produtos cosméticos que são produzidos em curto espaço de tempo e que acabam gerando efluente líquido no final do processo de lavagem e sanitização das embalagens, tornando o efluente mais complexo e resistente a tratamentos simples. Os efluentes dessa indústria de cosméticos contêm grandes quantidades de material inorgânico (corantes, componentes inorgânicos) e orgânicos (essências, óleos e graxas), por isso é comum aplicar tratamento físico-químico, neste caso a coagulação-floculação, para remoção desses compostos. Após o tratamento da coagulação-floculação é comum o efluente passar por um tratamento biológico. Porém aplicar diretamente o tratamento biológico (sem o tratamento da coagulação-floculação como tratamento primário) não é uma opção viável, devido à baixa biodegradabilidade observadas e a presença de surfactantes e óleos e graxas desse efluente o que pode ocasionar o aumento de microrganismos filamentosos e de espuma nos tanques de aeração do sistema de lodos ativados e levar a inibição do processo.

Diante disso, a indústria teria duas alternativas, tratamento *in loco* ou em empresa terceirizada especializada. Em relação às questões ambientais, efluentes quando lançados *in natura* em corpos hídricos causam contaminação ambiental, promovendo um desequilíbrio em todo o ecossistema aquático. O efluente bruto com concentrações acima do permitido (>350mg/L) de DQO e (>120mg/L) de DBO (os valores podem mudar de acordo com a licença ambiental do empreendimento, pois são estabelecidos pelo órgão ambiental de acordo com a classe do corpo hídrico a ser descartado), quando em contato com a água, consome oxigênio no processo de decomposição, causando a mortalidade dos peixes, os nutrientes podem causar eutrofização, além de trazer problemas sociais, causando problemas de saúde acaso alguém consuma desta água futuramente, sem tratamento, o que ainda acontece no Brasil.

O processo de EC tem ganhado interesse, pois além de ser versátil, é de fácil operação, menor tempo de retenção, não leva adição de produtos químicos e gera menor quantidade de lodo quando comparado ao processo tradicional de coagulação-floculação. Neste método ocorre a geração de coagulante *in situ* através de uma fonte de corrente conectada a eletrodos metálicos que liberam na solução íons que promovem a coagulação dos contaminantes sem a adição de produtos químicos.

A coagulação-floculação demanda de utilização de produtos químicos, gradiente de velocidade controlado, com isso geração de flocos mais instáveis e o lodo caracterizado como resíduo perigoso pela alta carga química devido a utilização de coagulantes, floculantes, ácidos e bases.

Diante disso, a eletrocoagulação vem para simplificar o processo de coagulação-floculação, principalmente pela facilidade na operação, obtenção rápida do processo completo e a viabilidade econômica em relação a compra de insumos para tratar o efluente.

O processo de tratamento microbiológico pode ser um grande aliado ao processo da EC, visto que enquanto o primeiro remove as principais impurezas e contaminantes em maior escala, o tratamento microbiológico, se encarrega de retirar os contaminantes excedentes.

Neste sentido, o presente trabalho teve como finalidade principal aplicar a eletrocoagulação (EC) combinada com a tecnologia de lodos ativados para o tratamento de efluente de indústria cosmética. Otimizando toda a operação da ETE em termos de geração e tratamento de efluentes é possível recircular o efluente tratado no processo visando à reutilização no processo de lavagem dos recipientes na etapa de formulação dos produtos, avançando na economia circular.

2 OBJETIVO GERAL

O objetivo principal do trabalho foi avaliar a eficiência como alternativa de um sistema primário EC combinada ao tratamento de lodos ativados como forma de tratamento do efluente de uma indústria de cosméticos localizada no interior do estado do Paraná.

2.1 Objetivos específicos

1. Caracterizar o sistema produtivo da indústria de cosméticos, apontando entradas e saídas de efluente ao longo da sua geração;
2. Caracterizar físico-quimicamente o efluente que entrará no sistema de tratamento proposto;
3. Coletar amostras de efluente diariamente durante 20 dias para aplicação do processo de EC;
4. Testar diferentes voltagens, pHs, eletrodos para a EC;
5. Com o resultado otimizado do processo de EC, avaliar o tratamento microbiológico no efluente tratado, com e sem a utilização dos kits de bactérias comerciais;
6. Comparar o processo utilizado atualmente pela empresa (coagulação-floculação + lodos ativados) com a EC + lodos ativados.
7. Avaliar a eficiência global do sistema de trabalho, sugerindo melhorias para o polimento final.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Indústria de higiene pessoal, perfumaria e cosméticos (HPPC)

Em 2020, no Brasil, havia 3.148 indústrias regularizadas pela ANVISA, desse total, 630 estão localizadas no sul do país, e concentradas em sua maioria no estado do Paraná, totalizando 247 indústrias de pequeno, médio e grande porte (ABIHPEC, 2021).

O órgão regulamentador desse tipo de indústria é a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), e esta classifica os produtos de higiene pessoal, cosméticos e perfumes em dois graus. Os produtos de grau um, são produtos com risco mínimo, por exemplo maquiagem (pós compactos, bases líquidas, sombras, rímel, delineadores, batons em pasta e líquidos), perfumes, sabonetes, xampus, cremes de barbear, pastas dentais, cremes hidratantes, géis para fixação de cabelos, talcos perfumados, sais de banho, etc. Os produtos classificados como grau dois são produtos com risco potencial, por exemplo xampus anticaspa, desodorantes e sabonetes líquidos íntimos femininos, desodorantes de axilas, talcos antissépticos, protetores labiais e solares, cremes depiladores, repelentes, tinturas para cabelos, sprays para fixação e modeladores de penteados, clareadores de pelos, enxaguatórios bucais, esmaltes, óleos para massagens, etc (BRASIL, 2021).

Diante da variedade de produção das indústrias de cosméticos, os efluentes variam de acordo com a programação e com a época. Contudo, mesmo que sejam citados os produtos abrangidos na indústria, há variabilidade dos componentes e das concentrações dos seus constituintes (COMIN, 2017).

As principais matérias primas da indústria de cosméticos são: água, princípios ativos e excipientes, corantes e pigmentos e essências (SILVA, 2017).

Os excipientes tem função de manter a consistência do produto, enquanto que os princípios ativos tem função de alterar sistemas fisiológicos ou estados patológicos na pessoa em que é aplicada a substância (ANVISA, 2012).

No Quadro 1, são demonstrados os principais componentes desta indústria de cosméticos e exemplos de substâncias utilizadas como matéria prima.

Quadro 1. Classificação e utilização das matérias primas para cosméticos.

CLASSIFICAÇÃO	FUNÇÃO	MATÉRIA PRIMA	PRODUTO UTILIZADO
Corantes e pigmentos	Perolizar	Mica, estareatos, quartzo micronizado	Xampús, loções cremosas
	Coloração	Dióxido de Titânio e Óxido de Zinco (branco), Negro de Fumo (preto), Índigo (azul), Clorofila (verde), Carmim (vermelho), Euxantina (amarelo), Açafrão (laranja), são exemplos de corantes naturais, entre outros.	Todos os cosméticos que necessitem de cor
Essências	Aroma	Óleos essenciais extraídos de diversas flores, frutos, folhas e cascas de árvores e arbustos, musk, vários alcoóis (como o benzílico), terpenos, cetonas, acetatos e aldeídos.	Perfumes e todas as aplicações que requeiram odor
Excipientes	Abrasivos e Cargas minerais	Caulim, sílica, sais de alumínio, dióxido de titânio	Loções e cremes para peeling facial
	Antiespumantes e repelentes de água	Óleos de Silicone	Protetores Solares
	Antioxidantes	BHT, BHA, betacarotenos, propilgalatos, sulfitos	Cremes antienvelhecimento, protetores solares, tinturas para cabelos
	Bases oleosas	Óleo de soja, óleo de mamona, óleo de canela, óleo de algodão, óleo de oliva, óleo de gergelim, óleo mineral.	Emulsões óleo/água (cremes e loções), óleos de massagem corporal, óleos de hidratação pós-banho
	Bases solventes e propelentes	Butano, isopropano, etanol, dimetiléter, acetato de etila, acetato de butila, acetona	Sprays para cabelo, desodorantes em aerossol, perfumes
	Controle de pH	Borato de sódio, carbonato de	Vários cosméticos

		sódio, ácido cítrico, ácido ascórbico, ácido láctico	de base aquosa
	Emolientes	Ureia, miristatos orgânicos, glicerina, lactose, sorbitol, imidazol, ácido láctico, vaselina, lanolina, jojoba, aloe vera (babosa), ceras (coco, carnaúba, abelha)	Sabonetes, loções hidratantes, cremes para pés e mãos
	Emulsificantes, tensoativos e surfactantes	Álcool cetílico, álcool cetearílico, ácido oleico, oleatos, polisorbatos, dodecilsulfato de sódio, laurilsulfato de sódio, cloreto de cetilpiridínio, cloreto de benzalcônio, alquilfenóis, sorbitan, lecitina de soja	Tintas para cabelo, cremes e loções faciais, loções pósbarba, protetores solares, xampús, sabonetes líquidos
	Espessantes e controladores de viscosidade e de densidade	Laca, breu, goma arábica, celulose microcristalina, amido, gluten, glicerina, lanolina, polietilenoglicóis, polivinilpirrolidona, ácido poliacrílico, propilenoglicol, cloreto de sódio	Sabonetes líquidos, loções de limpeza à base de água
	Estabilizantes de espuma	Di e monoetanolaminas	Sabonetes líquidos, tinturas para cabelos
Princípios ativos	Sequestrantes de íons	EDTA, metionina, ácidos orgânicos (fosfônico, cítrico, tartárico, ascórbico, oxálico e succínico)	Sabonetes líquidos, tinturas para cabelos, loções pós-bronzeamento
	Agentes bloqueadores de UV	Benzofenonas, hidroquinonas, tocoferóis, melaninas, óxido de titânio, óxido de zinco, vitamina A (retinol)	Cremes antienvelhecimento, protetores solares, tinturas para cabelos
	Antiacne	Peróxido de benzoíla, ácido naftoico, enxofre, taninos	Loções e cremes
	Antitranspirantes	Sais de alumínio e zircônio	Desodorantes líquidos, em barra ou em pó para os pés e axilas

	Preservantes e Biocidas	Benzoato de sódio, sorbato de potássio, cloreto de benzalcônio, ácido benzoico, cloroacetamida, parabenos, fenóis, sais quaternários de amônio, timerosal	Desodorantes antitranspirantes, cosméticos de uso hospitalar (sabonetes líquidos, géis de desinfecção) e todos os cosméticos de base aquosa
--	-------------------------	---	---

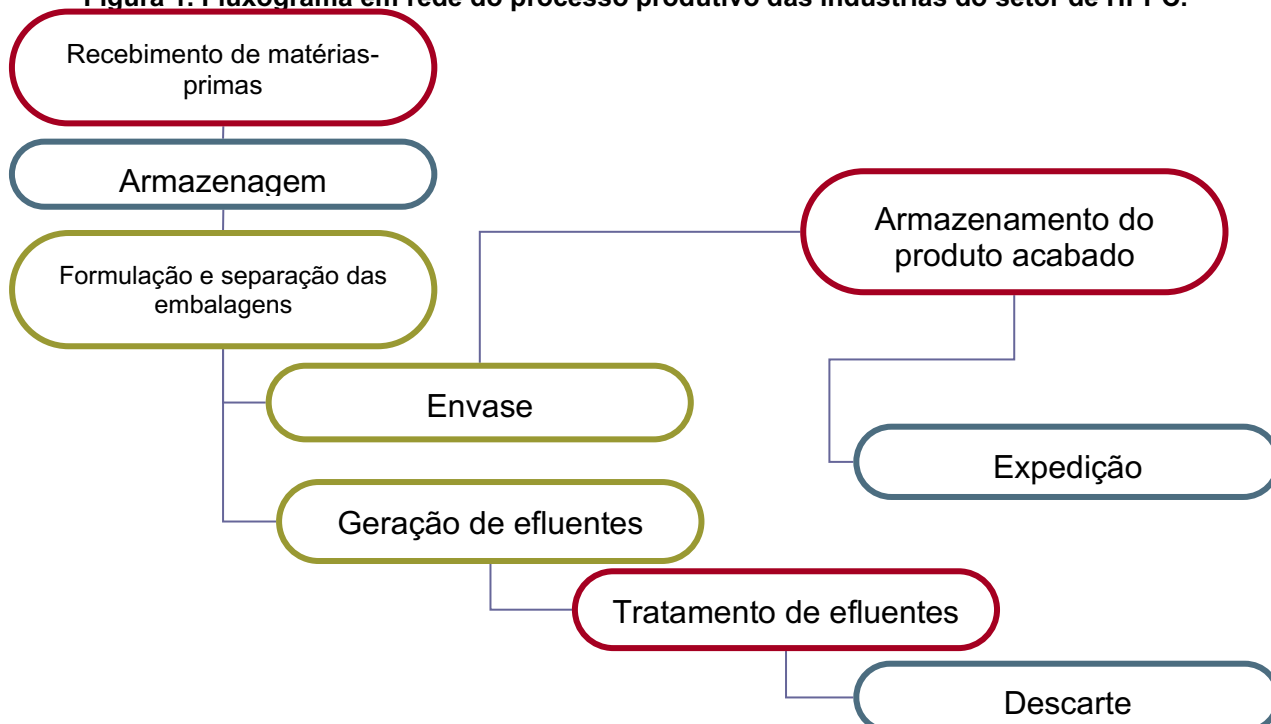
Fonte: Adaptado de GALEMBECK e CSORDAS (2018, p. 13).

3.2 Efluentes da indústria de cosméticos

Apesar do processo de produção ser relativamente simples, o efluente da indústria de cosméticos é diversificado e possui compostos orgânicos e inorgânicos, por isso geralmente são aplicados processos convencionais de tratamento, primeiramente um processo físico-químico e posteriormente o processo biológico (SILVA, 2016).

Na Figura 1 está demonstrado o processo produtivo da indústria, incluindo a geração de efluentes.

Figura 1. Fluxograma em rede do processo produtivo das indústrias do setor de HPPC.



Fonte: Adaptado do CEBDES/SEBRAE (2004, p.14).

Os contaminantes presentes no efluente contribuem para caracterizar esses efluentes para tratamentos físicos de acordo com a relação DQO/DBO, segundo Von Sperling (2014):

- Relação DQO/DBO $< 2,5$: a fração biodegradável é elevada, sendo indicado a aplicação de tratamento biológico;
- Relação DQO/DBO de 2,5 a 4,0: a fração biodegradável é intermediária, sendo recomendado realizar testes de tratabilidade para validar a utilização de tratamento biológico;
- Relação DQO/DBO $> 4,0$: a fração inerte (não biodegradável) presente no efluente é elevada, sendo necessário aplicar tratamento físico-químico.

Entretanto, a geração de efluentes líquidos nas indústrias de cosméticos tem relação direta com as operações de lavagens de equipamentos, já que é nesta etapa do processo onde é gerado o efluente líquido (ABIHPEC, 2010), por isso, a seguir estão descritos os poluentes encontrados no efluente e seus efeitos adversos (KUPSKI, 2018).

1. Óleos e graxas: praticamente insolúvel, dificulta a degradação do efluente por processos biológicos, principalmente os aeróbios. Hentz (2018) encontrou resultados no efluente bruto da indústria de cosméticos para óleos e graxas de 120 mg/L.
2. Despejos com amônia: alcalinizam o meio líquido, por isso exigem produtos que neutralizem-os antes do descarte.
3. Fosfatos e Polifosfatos: podem auxiliar no aumento da eutrofização dos rios e lagos, se lançados *in natura*.
4. Turbidez: dificulta a passagem de luz em corpos hídricos, podendo tornar o meio anaeróbico.
5. Sólidos Suspensos: Os sólidos em suspensão na água são os responsáveis pela turbidez, sendo a medida do grau de interferência da passagem de luz através da água. Hentz (2018) analisou o efluente de uma indústria de cosméticos e o valor do efluente tratado foi de 18mg/L, porém este parâmetro não é exigido pelo CONAMA 430/2011.
6. Demanda Química de Oxigênio e Demanda Bioquímica de Oxigênio: Ambos os parâmetros interferem diretamente no consumo de oxigênio para degradação da matéria orgânica em corpos hídricos. Marchetti (2014) analisou um efluente da indústria de cosméticos com DQO bruta

de 15.339mg/L e DBO de 5.760mg/L. O permitido pela legislação 120mg/L para DBO, a resolução CONAMA não menciona valor máximo para DQO.

É comum encontrar compostos que são utilizados em produtos cosméticos, esses contaminantes são persistentes e tóxicos, e isso não apenas sob responsabilidade de indústrias de cosméticos, mas também de proveniente de esgotos sanitários, devido a xampus, sabões, óleos corporais, protetores solares (VITA *et al.*, 2018).

Um dos componentes presentes no efluente de indústria de cosméticos, em maior quantidade, são os surfactantes, devido à lavagem dos recipientes utilizados para armazenamento dos produtos formulados.

Os detergentes são surfactantes capazes de alterar propriedades interfaciais. O principal composto é o alquibenzeno sulfonato (LAS), surfactante aniônico (MURARI *et al.*, 2017). Este contém uma cadeia longa com 10 a 14 átomos de carbono ligados a um anel aromático sulfonado (OKADA *et al.*, 2013).

Todavia, é um grande desafio para os tratamentos convencionais, a remoção de altas concentrações de contaminantes orgânicos, além disso, pode ocorrer a geração de subprodutos do tratamento que, podem ser mais tóxicos do que o próprio efluente bruto. Esses subprodutos geralmente são gerados a partir da degradação parcial dos contaminantes (EBELE; ABDALLAH; HARRAD, 2017).

Uma das soluções para esses problemas é incluída no campo de atuação da engenharia de processos, pois esta busca desenvolver metodologias e combinações de tecnologias para aumentar o benefício do tratamento em função da sustentabilidade em processos industriais (MIRRE *et al.*, 2015).

3.3 Tecnologias de tratamento de efluentes da indústria de cosméticos

A problemática dos despejos industriais e o interesse no reaproveitamento e reuso do efluente tratado para suprir a necessidade de água em alguns processos industriais, faz aumentar o surgimento de novas alternativas tecnológicas para o tratamento dos efluentes (MARCHETTI, 2014).

O objetivo do tratamento de efluentes é a remoção dos poluentes que são capazes de alterar a qualidade da água do corpo receptor do descarte, e este tratamento deve estar de acordo com as particularidades de cada efluente, a

natureza do corpo receptor, possibilidade de reuso e qual nível de tratamento necessário ao efluente (SILVA, 2016).

Após esta avaliação e levantamento das informações é possível estabelecer o grau de remoção requerido de acordo com os padrões de lançamento (KUPSKI, 2018).

De acordo com Cavalcanti (2016), os tratamentos de efluentes industriais são divididos em três etapas, os processos de natureza física, química e biológica, que podem ser empregados isoladamente e combinada, são chamados de tratamento preliminar, primário, secundário e terciário.

O tratamento preliminar ocorre através de processos físicos e tem como objetivo remover os sólidos grosseiros, gorduras, óleos e outros materiais flutuantes preparando o efluente para o tratamento primário, evitando obstruções e danificações em equipamentos eletromecânicos (MENEZES; MENDONÇA, 2017). Os principais processos que ocorrem nesta etapa são físicos, utilizando o gradeamento, onde há uma grade com malha adequada para reter os sólidos grosseiros, o desarenador, que possui função de reter materiais inertes, como areia e sólidos minerais sedimentáveis, e, medidores de vazão, geralmente uma Calha Parshall (PATRICIO; VILAS BOAS; GALDINO, 2021).

O tratamento primário é constituído por processos físico-químicos, sua função é remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica, seguida de um processo de separação sólido-líquido, que pode ocorrer por sedimentação, flotação ou filtração (NOGUEIRA *et al.*, 2017).

O tratamento secundário visa reduzir matéria orgânica e parte de nutrientes, essa etapa é geralmente biológica realizada por reações bioquímicas através de microrganismos como bactérias, protozoários e fungos (VON SPERLING, 2005).

Geralmente o tratamento terciário é adotado quando os níveis de tratamento anteriores não forem suficientes para atingir as condições de lançamento do efluente (MARINHO, 2017). Pois este visa realizar um polimento no efluente, pois seu objetivo é a remoção dos seguintes poluentes: nutrientes, compostos não biodegradáveis, metais, sólidos inorgânicos dissolvidos e sólidos em suspensão remanescentes (VON SPERLING, 2007).

A seguir serão apresentados alguns tratamentos selecionados com suas características e aplicações.

3.3.1 Coagulação-Floculação

Este processo físico-químico é muito utilizado em efluentes industriais como tratamento primário, pois é de fácil aplicação e simplicidade na operação. Alguns fatores podem interferir no processo, como a dose do coagulante/floculante, temperatura, agitação e tempo de retenção (WANG *et al.*, 2014). A coagulação e floculação são utilizados para a remoção de sólidos (suspensos e dissolvidos), coloides e matéria orgânica em efluentes industriais (LEE; ROBINSON; CHONG, 2014). O coagulante sulfato de alumínio é amplamente utilizado em processos de tratamento de águas e efluentes (FREITAS *et al.*, 2016). Ele atua neutralizando cargas, desestabilizando coloides e, conseqüentemente, promovendo a precipitação de cátions de alumínio e de ânions orgânicos (NUNES, 2016). No entanto, a eficiência de remoção limitada de poluentes persistentes e o aprimoramento de regulamentos mais rigorosos relativos às águas de consumo e residuais (PUYOL *et al.*, 2011), tornaram necessária a aplicação de diferentes tecnologias para o tratamento desse tipo de efluente (TONES, 2020).

Após a aplicação do coagulante, ocorre a inserção de floculante (polímero), que atua na agregação de partículas neutralizadas na etapa de coagulação, interligando as partículas para formação de flocos de rápida sedimentação e boa compactação (YANG *et al.*, 2015). A coagulação pode apresentar maiores rendimentos se combinada com outros métodos de tratamento.

Uma pesquisa comparou sistemas de pré-tratamento para efluentes de indústrias de cosméticos baseados em coagulação química seguida de precipitação ou de flotação por ar dissolvido. Os dois sistemas apresentaram porcentagens de redução da DQO semelhantes (~75 %) empregando sulfato de alumínio como coagulante (EL-GOHARY *et al.*, 2010). Também em 2010, El-Gohary e colaboradores estudaram dois tipos de integração: coagulação/precipitação (remoção máxima de 76,7% de DQO) e coagulação/flotação por ar dissolvido (remoção máxima de 77,5% de DQO) para DQO inicial de 2.276 mg.L⁻¹.

3.3.2 Eletrocoagulação

O tratamento de efluentes por eletrocoagulação (EC) vem sendo praticado com sucesso, mas com popularidade limitada. Na última década, esta tecnologia tem apresentado uso crescente na América do Sul e na Europa para o tratamento de efluentes industriais contendo metais (MENON, 2017).

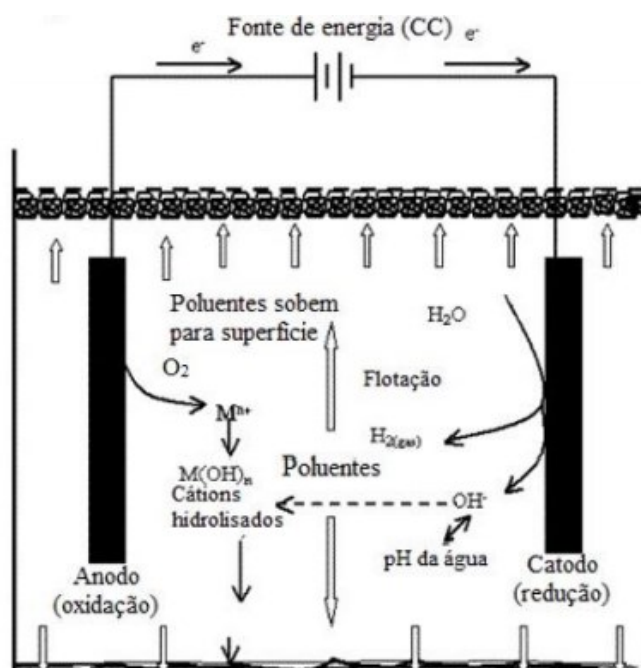
Além da necessidade de equipamentos simples e de poder ser projetado para capacidades variadas de efluentes, não há necessidade de adição de produtos químicos para esse processo, o que reduz significativamente a probabilidade de geração subprodutos. Com isso, diminuirá a produção de lodo e minimizará a presença de produtos químicos utilizados como coagulantes nos métodos de tratamento de efluentes convencionais (KHANDEGAR; SAROHA, 2013).

A EC é um processo complexo que envolve fenômenos físicos e químicos, e utiliza eletrodos de sacrifício para fornecer íons ao meio. No processo de EC, o coagulante é gerado *in situ* e envolve três etapas sucessivas (MOLLAH, 2004):

- 1) Formação de coagulantes pela oxidação eletrolítica do eletrodo de sacrifício (ânodo);
- 2) Desestabilização dos contaminantes, partículas em suspensão e quebra de emulsão;
- 3) Agregação das fases desestabilizadas em forma de flocos.

Um reator de EC simples é composto por um ânodo e um cátodo. Quando um potencial é aplicado a partir de uma fonte externa, o material do ânodo é oxidado, enquanto o cátodo fica sujeito à redução de metais elementares. Na Figura 2 está demonstrado um sistema esquematizado do processo de EC.

Figura 2 - Esquema de reator eletroquímico utilizado no processo de EC.



Fonte: MOLLAH (2004, p.206).

O coagulante é gerado devido à oxidação do metal, liberando cátions que reagem com as moléculas de água formando os hidróxidos. Ao mesmo tempo, ocorre a quebra de moléculas de água e a formação de microbolhas de oxigênio no ânodo (carga negativa) e de hidrogênio no cátodo (carga positiva). Os hidróxidos formados na reação adsorvem as partículas e formam flocos maiores, desta maneira a remoção de poluentes ocorre por união das partículas ou atração eletrostática. As microbolhas arrastam os aglomerados até a superfície do recipiente (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

A EC tem vantagens pela utilização de equipamentos fáceis de operar, pode ser automatizada, rapidez no tratamento com flocos estáveis, redução considerável remoção de sólidos totais dissolvidos, remoção de partículas menores, devido a promoção do contato gerado no campo elétrico, redução de produtos químicos utilizados no tratamento e, entre outros, o pH do efluente tende a permanecer na neutralidade ao final do processo (CHEN, 2004).

A regulação dos eletrodos com a passivação ou desgaste, apresentam-se como pontos negativos, além do consumo de energia elétrica, formação de um filme óxido impermeável no cátodo, o que pode reduzir à eficiência para a condução da corrente elétrica é necessária à alta condutividade do efluente (JOHN *et al.*, 2016). O tempo de duração dos eletrodos vai depender totalmente das condições do processo e principalmente da caracterização do efluente, especialmente pelo pH, pHs mais ácidos ou mais alcalinos tendem a corroer o eletrodo mais rapidamente do que efluentes com pHs próximos a neutralidade.

Todavia, a eficiência da EC depende de diversos fatores de operação, como a condutividade, a forma e disposição dos eletrodos, tipo de alimentação, pH da solução, densidade de corrente, velocidade de agitação, tempo de eletrólise, concentração do poluente inicial, tempo de retenção e a passivação do eletrodo (KHANDEGAR; SAROHA, 2013).

A seguir são discutidos alguns desses fatores.

Condutividade elétrica

A concentração de íons é diretamente proporcional à condutividade elétrica, pois está condicionada a concentração de íons em solução (MARTINS FILHO, 2018). A condutividade elétrica possibilita a redução do consumo energético no tratamento. Valores maiores deste parâmetro podem ser considerados um fator

positivo, pois assim será maior a capacidade de condução de corrente, além de elevar a probabilidade de ocorrerem reações entre as substâncias presentes no efluente (CERQUEIRA, 2006).

Forma e disposição dos eletrodos

A queda de potencial ôhmico é diretamente proporcional à distância entre eletrodos, ao reduzir a distância se reduz o consumo de energia da eletrólise. É útil ressaltar que a voltagem de eletrólise necessária em um processo de EC é principalmente a partir da queda de potencial ôhmico da resistência da solução, especialmente quando a condutividade é baixa e a densidade de corrente é alta (REINERH, 2017).

Densidade de corrente

A densidade de corrente é quem determina quanto de coagulante será gerado e também a taxa de microbolhas (RIBEIRO, 2017). Quando uma corrente muito grande é usada, há uma grande chance de desperdiçar energia elétrica no aquecimento da água, além de diminuir significativamente a eficiência de corrente. A seleção da densidade de corrente deve ser feita juntamente com outros parâmetros operacionais, como pH, temperatura e vazão para garantir uma alta eficiência de corrente (GAO *et al.*, 2004).

pH

O pH interfere na solubilidade dos hidróxidos metálicos, o consumo de energia, portanto, é maior quando o pH está neutro devido a variação da condutividade. Além disso, as microbolhas formadas também são interferidas por esse parâmetro, quando o pH está neutro as bolhas de hidrogênio são menores, à medida que o pH aumenta, o tamanho das bolhas também aumenta (CHEN, 2004). O pH também afeta a condutividade da solução, dissolução dos eletrodos, especiação do cátion e o potencial zeta dos poluentes (usado para prever e controlar a estabilidade de suspensões ou emulsões coloidais) (VEPSÄLÄINEN *et al.*, 2012).

Tempo de eletrólise

Geralmente, o aumento do tempo de eletrólise proporciona um aumento na eficiência do tratamento (CERQUEIRA; MARQUES, 2011). Porém, embora o

aumento do tempo de operação melhora a eficiência da EC, ele provoca também, o aumento da voltagem da célula, maior o consumo de energia e dos custos operacionais. Há indicativos que remoção rápida de poluentes foi obtida com densidades de corrente elevadas (KOBYA *et al.*, 2011).

3.4 Lodos ativados

Os processos aeróbios de tratamento requerem oxigênio para a degradação da matéria orgânica, através da oxidação bioquímica. Esta liberação de energia que é responsável pela formação de biomassa, ou seja, novas células dos microrganismos. Os sistemas aeróbios mais comuns são lagoas aeradas, filtros biológicos e lodos ativados (MELO, 2016).

O processo de lodos ativados teve sua origem em 1914 na Inglaterra (JORDÃO; PESSÔA, 2014), embora muitas pesquisas tenham contribuído com a melhoria do sistema, o princípio básico continua sem alterações, que é a obtenção de redução de matéria orgânica através do contato da mesma com o lodo ativado, aerando a mistura (MACEDO, 2016). O princípio geral do processo de lodos ativados consiste em promover o desenvolvimento de uma cultura microbiológica, formando aglomerados bacterianos, comumente chamados de flocos, em um tanque com contínua aeração, o qual é alimentado com o efluente que será tratado (MARCON, 2018).

O lodo ativado é formado por uma associação de microrganismos como, bactérias, nematódeos, rotíferos, entre outros que possuem finalidade de degradação da matéria orgânica (OLIVEIRA; ARAÚJO; FERNANDES, 2009). O equilíbrio desses organismos irá garantir o bom funcionamento do sistema.

As características do floco como: tamanho, microestrutura, propriedades de superfície e densidade podem diferenciar devido às particularidades de cada planta de tratamento.

O processo de desempenho desta técnica de tratamento está diretamente ligado com os parâmetros que influenciam no crescimento dos microrganismos que compõem o lodo, são eles:

3.4.1 pH

A faixa de pH ideal tolerável para microrganismos é entre 7 e 8, sendo que a eficiência do tratamento alcança o ótimo operacional quando o pH está em torno de 7 (CORDI *et al.*, 2008). Quando o pH está abaixo de 6,8 ocorre a redução da atividade enzimática, aumento da produção de sulfeto de hidrogênio, inibição do processo de nitrificação, interrupção na formação do floco e crescimento indesejado de fungos filamentosos. Porém quando o pH está acima de 7,2, ocorre a redução da atividade enzimática, aumento da produção de amônia, interrupção do processo de nitrificação, interrupção de formação do floco e crescimento indesejado de fungos filamentosos, estes últimos são os principais responsáveis pela má sedimentabilidade (GIORDANO; SURERUS, 2015).

3.4.2 Temperatura

A temperatura afeta a taxa de difusão de substratos e nutrientes da célula e afeta a atividade enzimática. As bactérias toleram as mudanças de temperatura de acordo com suas características morfológicas, e podem ser classificadas como psicrófilas (faixa de 12°C a 18°C), mesófilas (faixa de 25°C a 40°C) e termófilas (faixa entre 50°C a 65°C). Geralmente, o processo de lodos ativados atua na faixa mesofílica (GIORDANO; SURERUS, 2015). A temperatura também influencia na taxa de oxigênio dissolvido do meio, sendo inversamente proporcional, quando a temperatura aumenta, o oxigênio diminui.

3.4.3 Oxigênio dissolvido

Em sistemas de lodos ativados é necessária a suplementação constante de OD para manter as atividades dos microrganismos aeróbios e para manter os flocos em suspensão em contato com o efluente. O OD apresenta diferentes números de saturação, e varia conforme a temperatura, altitude e salinidade da água. No nível do mar à 20 °C a saturação é igual a 9,2 mgO₂/L (FIN, 2018).

Em sistemas de tratamento secundários é importante controlar o nível de OD nos reatores, prezando sempre uma faixa ideal para o desenvolvimento dos microrganismos e possibilitando a oxidação da matéria orgânica. Esse parâmetro pode ser facilmente mensurado com o uso de sondas (eletrodos seletivos) apropriadas para este fim (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

3.4.4 Nutrientes

Os nutrientes, principalmente, N e P, são essenciais para a sobrevivência dos microrganismos, pois são utilizados na síntese e catálise, além de remover matéria orgânica. O N e P em quantidades insuficientes, pode ocasionar um aumento no acúmulo de polissacarídeos, restringindo a taxa de redução de DQO, podendo estimular o crescimento de bactérias filamentosas. A relação DBO:N:P deve ser de aproximadamente 100:5:1 para um desenvolvimento saudável de um sistema de lodos ativados (MACEDO, 2016).

3.4.5 Substâncias inibidoras

A presença de substâncias inibidoras do processo irá depender do tipo de efluente a ser tratado pelo processo de lodos ativados, além do seu grau de toxicidade. Em efluentes da indústria de cosméticos, há uma desativação do potencial inibidor antes da chegada no tanque de aeração, pois, se isso não ocorrer podem gerar altos níveis de toxicidade aos microrganismos do lodo, alterar a permeabilidade da membrana celular, destruir os flocos da biomassa, diminuir a eficiência do sistema ou até mesmo acabar com a atividade do lodo (MACEDO, 2016).

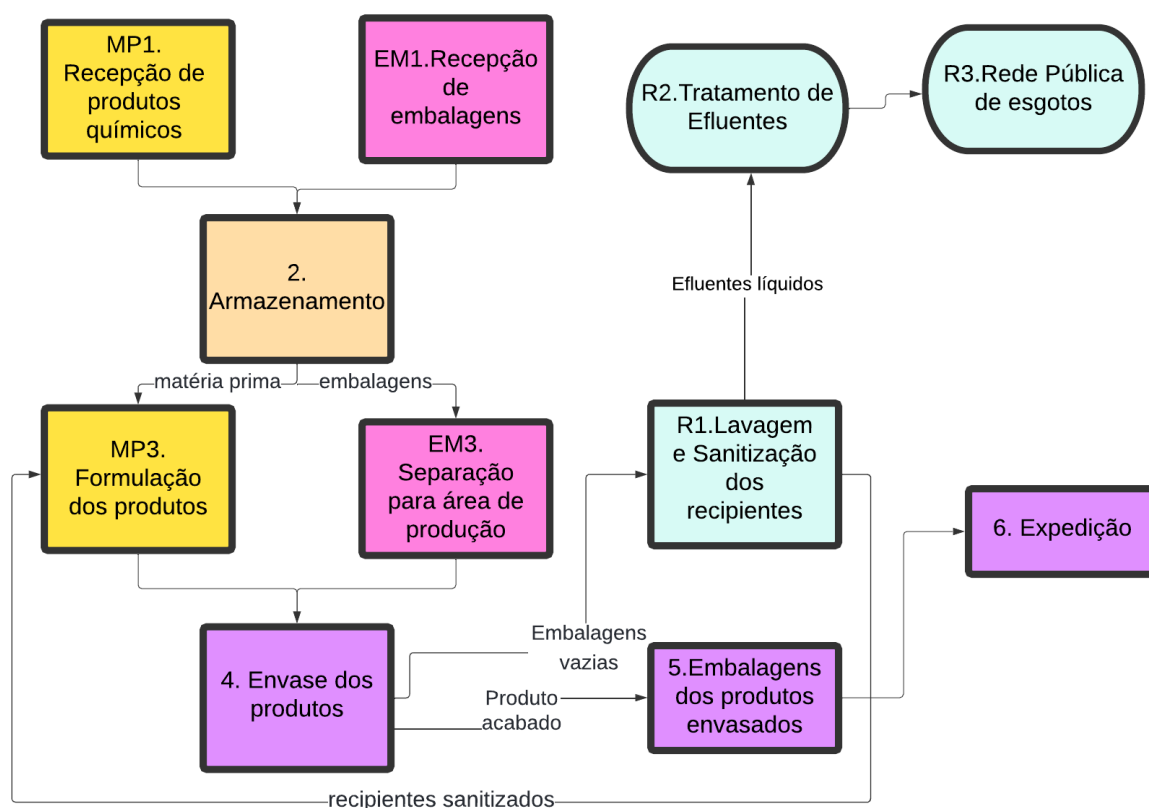
Alguns pesquisadores já avaliaram diferentes técnicas para tratamento de efluentes de indústrias de cosméticos. Ahammad *et al.* (2013) verificaram a performance de sete sistemas de tratamento de efluentes com resíduos de xampus, incluindo um aeróbio, três anaeróbios e três sistemas combinados de reatores anaeróbio-aeróbio. Os sistemas combinados apresentaram melhores resultados para redução da DQO e consumo de energia até 69 % menor que nos sistemas aeróbios. Pesquisadores chineses também avaliaram sistemas combinados de tratamento anaeróbio-aeróbio para efluentes de indústria de cosméticos e conseguiram alcançar os padrões para lançamentos de efluentes locais (ZHANG *et al.*, 2013).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Escolha do efluente industrial

O efluente industrial, com o qual foram realizados os ensaios experimentais, era proveniente da indústria de cosméticos que realiza a formulação e o envase de desodorantes, antitranspirantes, espumas de barba, tintura para cabelos, protetor solar, mousse hidratante, spray para cabelos, entre outros em aerossol. Na Figura 3 está representado o fluxo completo até a geração de efluentes da indústria.

Figura 3. Processo produtivo da indústria.

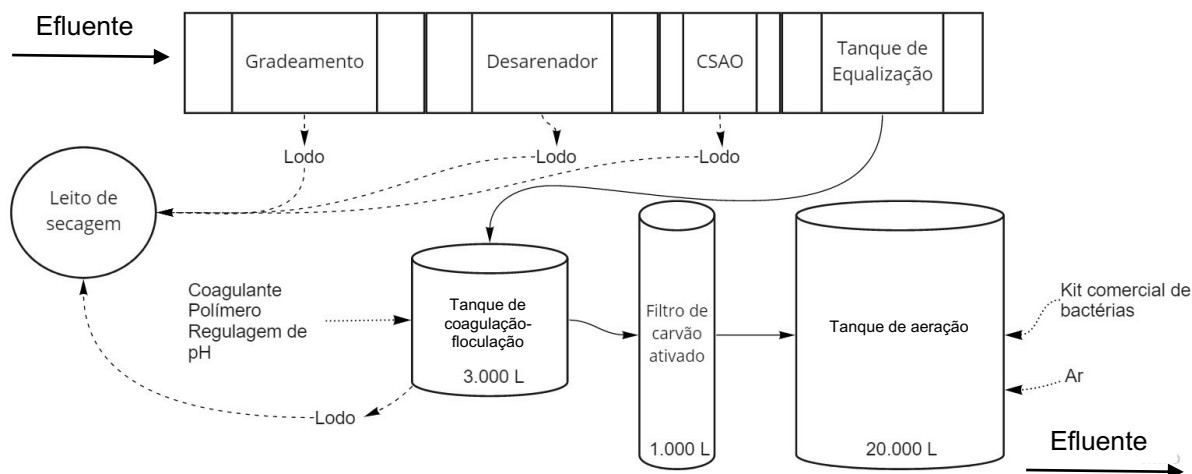


Fonte: Autoria própria (2022).

A ETE desta indústria funciona em regime de batelada, com as unidades do processo ocorrendo em tanque separados. Apresenta-se como o gradeamento, desarenador, caixa separadora de água e óleo (CSAO), tanque de equalização, tanque para tratamento de coagulação-floculação, filtro de carvão ativado e tanque

microbiológico. Na Figura 4 está demonstrado o processo completo de tratamento atual adotado pela indústria.

Figura 4. Processo de tratamento de efluentes adotado na indústria.



Fonte: Autoria própria (2022).

4.2 Obtenção e caracterização do efluente

Devido à grande variedade na composição do efluente pela diversidade de produtos produzidos na indústria, foram coletadas amostras de 1 litro de efluente após o tratamento preliminar (gradeamento, desarenador e CSAO), no tanque de equalização, durante 20 dias, a fim de se obter um efluente padrão. As amostras coletadas foram misturadas para o início das análises.

A caracterização do efluente bruto foi realizada através de laboratório terceiro, os parâmetros analisados e o método de análise estão descritos na Quadro 2.

Quadro 2. Relação dos parâmetros e métodos referente às análises do efluente bruto.

Parâmetro	Efluente Bruto	Método de análise	Resolução SEMA nº21 de 22/04/2009
Condutividade elétrica (uS/cm)	730,4	SMWW, 23ª Edição, Método 2510 B	-
pH	6,23	SMWW, 23ª Edição, Método 4500 H+ - B	-
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg. L ⁻¹)	38.123	Procedimento Interno Laboratorial	225 mg. L ⁻¹
Demanda bioquímica de Oxigênio (DBO) (mg. L ⁻¹)	4.622	SMWW 23ª Edição – Método 5210B	90 mg. L ⁻¹
Óleos e Graxas Totais (mg. L ⁻¹)	26,04	SMWW, 22ª Edição, Método 5520 D e F	Óleos vegetais e gorduras animais 50 mg. L ⁻¹ Óleos minerais 20 mg. L ⁻¹
Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	0,23	SMWW, 23ª Edição, Método 2540 F	-
Sólidos Suspensos (mg. L ⁻¹)	4.110	SMWW, 23ª Edição, Método 2540 D	-
Turbidez (NTU)	5.776	Procedimento Interno Laboratorial	-

Fonte: Autoria própria (2022).

Foram analisados para o efluente tratado, os seguintes parâmetros, DQO, sólidos suspensos, sólidos sedimentáveis, e pH e óleos e graxas, devido a disponibilidade de equipamentos da indústria de cosméticos. A DQO foi analisada através do método colorimétrico com utilização de kits comerciais, e com auxílio de fotômetro modelo Nanocolor PF-12 Plus para leitura das amostras, de forma direta. As amostras analisadas foram diluídas e homogeneizadas e, para cada análise de DQO, colocado 2 mL da diluição no tubo de digestão. Os tubos foram colocados no fotômetro já aquecido na temperatura de 160°C, durante 2 horas. Após o resfriamento dos tubos, ao fim de digestão, foram realizadas as leituras das amostras.

Para sólidos suspensos foi utilizada a metodologia do Standard Methods, assim como sólidos sedimentáveis. Para o primeiro, foi realizada a filtração do efluente utilizando membrana 0,45µm, bomba a vácuo e kitassato. Foi verificada a tara da membrana na balança analítica, realizada a filtração, posteriormente, as amostras foram deixadas na estufa durante 1h à 100°C, e pesada novamente. Para

sólidos sedimentáveis foi utilizada a metodologia do cone *imhoff*. O pH foi medido com fitas de pH. O parâmetro óleos e graxas foi realizado por laboratório terceiro, que utilizou a metodologia SMWW, 22ª Edição, Método 5520 D e F.

4.3 Eletrocoagulação

Antes de realizar o tratamento de EC, foi verificada a condutividade do efluente com o auxílio de um condutivímetro para verificar se haveria condução significativa da corrente elétrica. Para a realização dos experimentos de EC, foi utilizado um béquer com volume de 1 litro, agitação suave com auxílio de um agitador magnético e sistema de eletrodos formado por dois eletrodos de ferro em um dos experimentos e dois eletrodos de alumínio em outro experimento com dimensões de 11 cm x 6,5 cm, espaçados entre si por 1 cm, conectados por cabos de cobre a uma fonte de corrente contínua DC Power Supply MPL-1305M, marca Minipa. A Fotografia 1 representa o sistema montado para o tratamento da EC.

Fotografia 1. Sistema formado para o processo de EC.



Fonte: Autoria própria (2022).

Para este, foi inserido 700 mL de amostra do efluente bruto no reator e em seguida os eletrodos, que estavam conectados à fonte pelos cabos com plugs do tipo jacaré, resultando em uma placa que conduziu corrente positiva (eletrodo

positivo) e a outra a corrente negativa (eletrodo negativo). A aplicação da corrente ocorreu durante 90 minutos e a decantação, realizada pelo efeito da gravidade, durante 60 minutos, durante o processo retirou-se alíquotas a cada 30 minutos. Para analisar o efeito deste tratamento foram realizados dois ensaios: um com tensão de 10 V e outro com tensão de 20 V para os pHs 6, 7, 8 e 10, para a correção do pH utilizou-se ácido sulfúrico (H₂SO₄) 1mol/L e hidróxido de potássio (KOH) também 1 mol/L. As condições do tratamento eletroquímico foram estabelecidas devido à limitação da fonte de energia utilizada.

Para facilitar a determinação dos tratamentos e explicação dos resultados, adotou-se a seguinte identificação (Quadro 3):

Quadro 3. Identificações dos tratamentos.

Identificação adotada	Tratamento
F610	Eletrodos de ferro com pH 6 e tensão de 10V
F620	Eletrodos de ferro com pH 6 e tensão de 20V
F710	Eletrodos de ferro com pH 7 e tensão de 10V
F720	Eletrodos de ferro com pH 7 e tensão de 20V
F810	Eletrodos de ferro com pH 8 e tensão de 10V
F820	Eletrodos de ferro com pH 8 e tensão de 20V
F1010	Eletrodos de ferro com pH 10 e tensão de 10V
F1020	Eletrodos de ferro com pH 10 e tensão de 20V
A610	Eletrodos de alumínio com pH 6 e tensão de 10V
A620	Eletrodos de alumínio com pH 6 e tensão de 20V
A710	Eletrodos de alumínio com pH 7 e tensão de 10V
A720	Eletrodos de alumínio com pH 7 e tensão de 20V
A810	Eletrodos de alumínio com pH 8 e tensão de 10V
A820	Eletrodos de alumínio com pH 8 e tensão de 20V
A1010	Eletrodos de alumínio com pH 10 e tensão de 10V
A1020	Eletrodos de alumínio com pH 10 e tensão de 20V

Fonte: Autoria própria (2022).

Para determinar a eficiência dos ensaios e comparar os resultados obtidos foram analisadas a DQO, o pH, a análise de sólidos suspensos e turbidez, estes parâmetros foram realizados em triplicata para aplicação da análise estatística (Teste de Tukey). Os parâmetros óleos e graxas e sólidos sedimentáveis foram feitos em análise única.

4.3.1 Cálculo de consumo de massa dos eletrodos

A massa teoricamente consumida dos eletrodos também foi calculada utilizando-se a equação 1, bem como calcular o tempo de vida útil dos eletrodos pela equação 2.

$$m = \frac{(i \times t \times M)}{(F \times n)}$$

Equação 1.

Em que m é a massa do eletrodo consumida (g), i a média de corrente elétrica aplicada (a), t o tempo (s), M a massa molar do elemento que compõe o eletrodo (g mol^{-1}), n o número de elétrons envolvidos na oxidação do ânodo e F é a constante de Faraday ($F = 9,65 \times 10^4 \text{ C.mol}^{-1}$). Considerou-se a massa molar do alumínio de 27 g.mol^{-1} e seu número de oxidação igual a 3, para o ferro a massa molar é 56 g.mol^{-1} e o seu número de oxidação é 2.

$$T = \frac{M \alpha}{\alpha \cdot i}$$

Equação 2.

Sendo T o tempo para que ocorra o desgaste ($M \alpha$ ou m), α o equivalente eletroquímico (g.C^{-1}) e i a média da corrente elétrica (A).

4.4 Coagulação-floculação

Para fins de comparação dos tratamento físico-químico, será considerado o tratamento atual aplicado na indústria, do tipo coagulação-floculação. Neste, é adicionado hidróxido de sódio para ajuste de pH em 11, o pH é medido com fitas. Posteriormente, adiciona-se sulfato de alumínio até que o pH atinja 7, e o polímero aniônico, adicionando-se 13mg em cada litro de efluente a ser tratado. O efluente fica sob constante agitação para mistura dos produtos químicos e após aproximadamente 10 minutos, segue para decantação, de 1 a 2h, para separação do lodo gerado e do efluente tratado.

Os parâmetros pH, DQO, sólidos suspensos e turbidez foram realizados em triplicata para análise estatística (Teste de Tukey). Os parâmetros sólidos sedimentáveis e óleos e graxas foram feitos em análise única.

4.5 Tratamento microbiológico

O tratamento de lodos ativados foi aplicado em escala piloto em laboratório, promovendo-se aeração contínua em um béquer de 2 litros, com pressão controlada de ar em $0,2 \text{ kgf/cm}^2$. Nas Fotografias 2 e 3 está demonstrado o sistema adaptado.

Fotografia 2. Béquer com efluente em aeração.



Fotografia 3. Manômetro utilizado para aeração do lodo.



Fonte: Autoria própria (2022).

O tratamento microbiológico foi aplicado após o tratamento dos dois métodos físico-químicos, da mesma forma. Sob pressão controlada e aeração constante, o efluente permaneceu sobre aeração durante 10 dias e foram analisados os parâmetros citados anteriormente ao final desse período. Além disso, para os efluentes, foram testados tratamentos com e sem o kit de bactérias comerciais, somente com o inóculo do tanque microbiológico, para avaliar a real efetividade deste produto. Os kits utilizados foram Superbac WT e Superbac HC, com a proporção de 0,03:0,06 (recomendado pelo fabricante e utilizado pela empresa) em mililitros.

Foram utilizados no tratamento microbiológico pós eletrocoagulação as amostras que mais reduziram DQO no tratamento físico-químico.

4.6 Análise estatística

A análise estatística do tipo Teste de Tukey foi aplicada aos tratamentos após a etapa da EC, CF e microbiológica, a análise estatística do tipo Teste de Tukey, para

verificação das diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos aplicados para cada parâmetro. A fórmula aplicada no Teste de Tukey para obtenção dos resultados foi a DMS (diferença mínima significativa) (Equação 3).

$$DMS = q \cdot \sqrt{\frac{QMR}{n^{\circ} \text{ repetições}}}$$

(Equação 3)

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Caracterização de efluente bruto

Os dados da caracterização do efluente estão descritos na Quadro 4.

Quadro 4. Valores dos parâmetros do efluente bruto.

Parâmetro	Efluente Bruto	Resolução SEMA nº21 de 2009	Resolução CONAMA nº 430 de 2011
Condutividade elétrica (uS/cm)	730,4	-	-
Ph	6,23	-	5,0 – 9,0
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg.L ⁻¹)	38.123	225 mg. L ⁻¹	-
Demanda bioquímica de Oxigênio (DBO) (mg.L ⁻¹)	4.622	90 mg. L ⁻¹	Remoção mínima de 60%
Óleos e Graxas Totais (mg.L ⁻¹)	26,04	Óleos vegetais e gorduras animais 50 mg. L ⁻¹ Óleos minerais 20 mg. L ⁻¹	Óleos vegetais e gorduras animais 50 mg. L ⁻¹ Óleos minerais 20 mg. L ⁻¹
Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	0,23	-	1 mL.L ⁻¹
Sólidos Suspensos (mg.L ⁻¹)	4.110	-	Eficiência mínima de remoção de 20%
Turbidez (NTU)	5.776	-	Virtualmente ausentes

Fonte: Autoria própria (2022).

Analisando os resultados da caracterização do efluente bruto, percebe-se que o parâmetro condutividade atende a reprodutibilidade do teste à eletrocoagulação para utilizar o efluente com suas características naturais sem adição de produtos químicos. De acordo com Martins (2017), quanto maior a condutividade elétrica do fluido, permite-se maior passagem de corrente, que causa a dissolução anódica dos eletrodos.

Além disso, pode se analisar também a biodegradabilidade do efluente, através da relação DQO/DBO que é 4,45, que indica que a fração inerte (não biodegradável) no efluente é maior que a fração biodegradável, portanto, deve-se

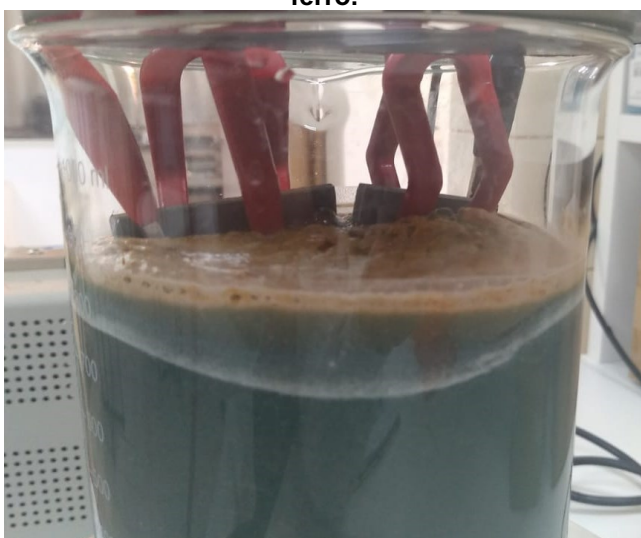
aplicar um processo físico-químico como tratamento primário no efluente (VON SPERLING, 2014).

Para isso, foi testada a eletrocoagulação neste efluente para verificar a eficácia desta neste caso.

5.2 Tratamento do efluente via eletrocoagulação

Neste processo, foi utilizada uma fonte de corrente contínua, com fornecimento de carga positiva e negativa em cada um dos eletrodos. Com o início do processo, as partículas começaram a coagular e ficar próximas dos eletrodos, especialmente da placa com fonte de corrente positiva, independente da tensão aplicada (Fotografias 4 e 5).

Fotografia 4. Espuma formada no tratamento com ferro.



Fotografia 5. Espuma formada no tratamento com alumínio.



Fonte: Autoria própria (2022).

Durante todo o processo de tratamento, a espuma continuou sendo formada e as partículas eram arrastadas para a superfície próximos aos eletrodos de ferro e alumínio, a velocidade do processo completo foi interferida pelo pH e pela tensão aplicada. O polo positivo atraiu maiores partículas, o efluente também passou por mudança de temperatura durante o procedimento, aquecendo principalmente quando a tensão de 20V foi aplicada.

A quantidade de microbolhas variava de acordo com a tensão aplicada. Em 10V, a formação dessas microbolhas foi mais lenta, enquanto que para 20V, ocorria já nos primeiros minutos do processo (Fotografias 6 - 9). A oxidação do efluente também foi influenciada pela tensão, visto que no início do tratamento em uma maior tensão o efluente já tomava colorações mais esverdeadas com aplicação de eletrodos de ferro e com os eletrodos de alumínio não houve muita alteração na coloração original do efluente.

Fotografia 6. Efluente com eletrodos de ferro - 10 minutos com 10 V.



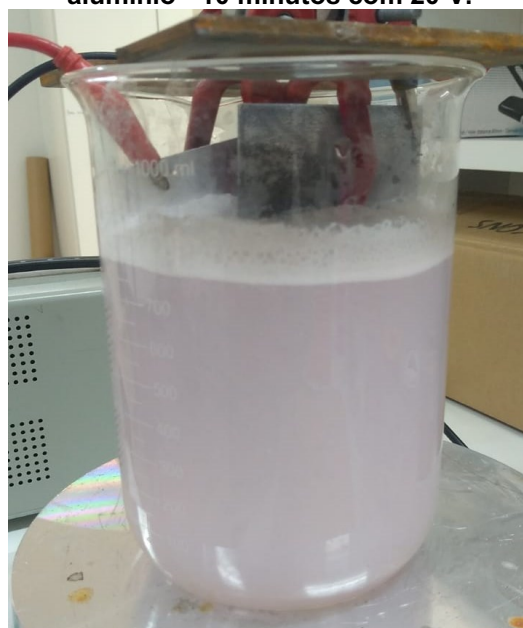
Fotografia 7. Efluente com eletrodos de ferro - 10 minutos com 20 V.



Fotografia 8. Efluente com eletrodos de alumínio - 10 minutos com 10 V.



Fotografia 9. Efluente com eletrodos de alumínio - 10 minutos com 20 V.

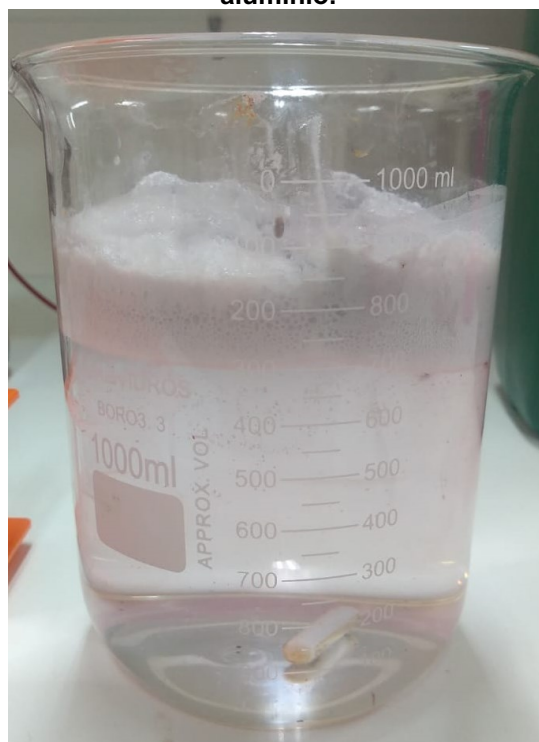


Após todo o processo de EC, notou-se a decantação dos flocos, as microbolhas formadas se desfaziam após o término da agitação, facilitando a decantação dos flocos (Fotografias 10 - 13). Em escala industrial a remoção do lodo pode ocorrer por decantação comum, flotodecantador, raspagem superficial ou filtração do efluente.

Fotografia 10. Espuma após a agitação - ferro.



Fotografia 11. Espuma após a agitação - alumínio.



Fotografia 12. Efluente tratado após 1h de decantação - ferro.



Fotografia 13. Efluente tratado após 1h de decantação - alumínio.



Fonte: Autoria própria (2022).

A corrente elétrica foi medida durante o período de tratamento, porém para ambos os valores de tensão, a corrente oscilava para manter a tensão estabelecida.

Para determinar o melhor valor de tensão e pH, foi medida e analisada a DQO e turbidez, os resultados estão expressos em porcentagem de remoção de DQO, turbidez, após 90 minutos de tratamento na Tabela 1, também é calculado o consumo de energia por m³ tratado, através da Lei de Faraday. Os dados fixos utilizados nos cálculos foram o valor da tarifa de R\$ 0,50 para o kWh industrial (ANEEL, 2016) e o volume de efluente tratado de 0,0007 m³.

Tabela 1. Resultados expressos em porcentagem de remoção.

Ensaio	Corrente (A)	Turbidez (NTU)	% Remoção de turbidez ¹	% Remoção de DQO ² em 90 minutos de tratamento	Consumo de energia R\$ / (kWh.m ⁻³) ³
F610	0,13 – 0,25	55	99,04	53,59	0,0026
F620	0,32 – 0,42	< 1	99,98	63,86	0,009
F710	0,11 – 0,16	55	99,04	48,16	0,0017
F720	0,44 – 1,07	< 1	99,98	74,42	0,0229
F810	0,12 – 0,20	7	99,87	63,75	0,0021
F820	0,28 – 1,57	40	99,30	57,89	0,0336
F1010	0,16 – 0,20	6	99,89	59,86	0,0021
F1020	0,30 – 0,33	< 1	99,98	66,85	0,0070
A610	0,15 – 0,23	14	99,75	59,75	0,0024
A620	0,16 – 0,35	< 1	99,98	62,77	0,0075
A710	0,10 – 0,12	107	98,14	62,72	0,0012
A720	0,20 – 0,38	165	97,14	63,50	0,0081
A810	0,14 – 0,21	24	99,58	61,65	0,0022

¹ Para o cálculo da porcentagem de remoção, considerou-se a fórmula: $((\text{Turb}_{\text{bruto}} - \text{Turb}_{\text{tratado}}) \times 100\%) / \text{Turb}_{\text{bruto}}$.

² Para o cálculo da porcentagem de remoção, considerou-se a fórmula: $((\text{DQO}_{\text{efl.bruto}} - \text{DQO}_{\text{efl.tratado}}) \times 100\%) / \text{DQO}_{\text{efl.bruto}}$.

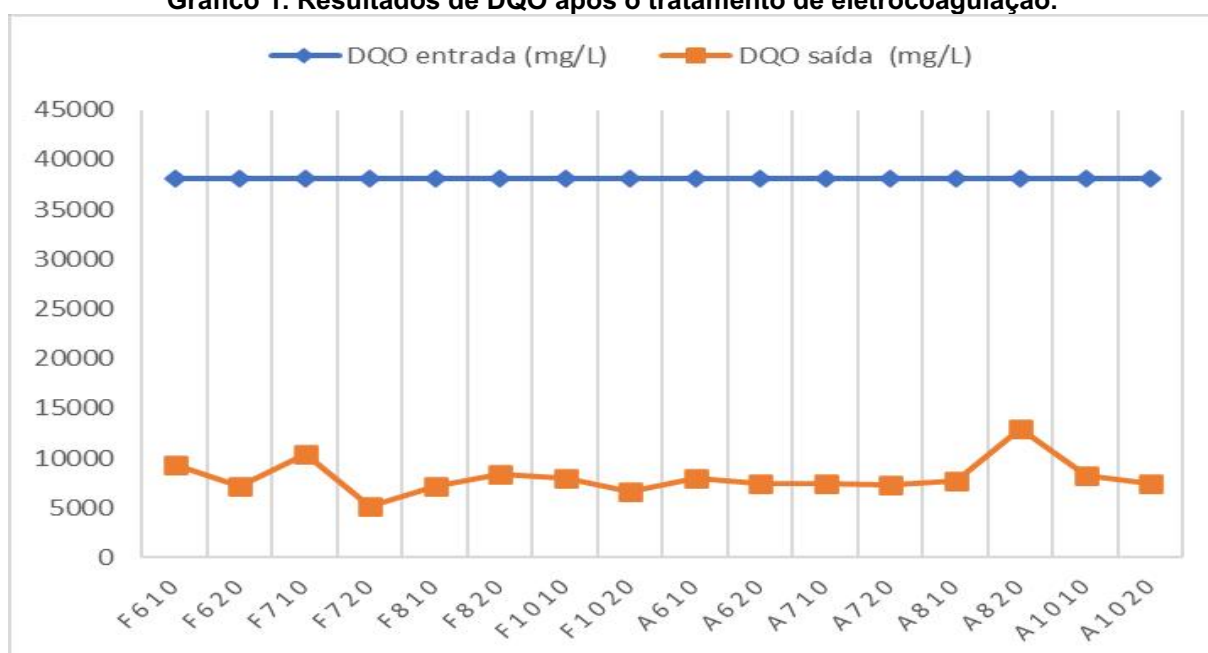
³ Para o cálculo de consumo de energia, considerou-se a Lei de Faraday: Consumo de energia = $(\text{Tensão} \times \text{Corrente} \times \text{Tempo de tratamento}) / (1.000 \times \text{volume do efluente tratado})$.

A820	0,52 – 0,71	95	98,35	34,90	0,0152
A1010	0,15 – 0,33	8	99,86	58,90	0,0035
A1020	0,72 – 0,98	72	98,75	62,77	0,0210

Fonte: Autoria própria (2022).

No Gráfico 1, foram representados os resultados para remoção de DQO a partir da DQO do efluente bruto e após o tratamento da EC.

Gráfico 1. Resultados de DQO após o tratamento de eletrocoagulação.



Fonte: Autoria própria (2022).

As melhores porcentagens de remoção foram nos ensaios F720 (eletrodo de ferro com pH 7 e tensão de 20V) e A720 (eletrodo de alumínio com pH 7 e tensão de 20V). O ensaio F720 apresentou remoção praticamente total da turbidez, os testes com eletrodos de alumínio formaram um lodo partículas menores, formando uma zona de sedimentação livre, este se mistura facilmente no efluente aumentando a turbidez, quando comparado ao tratamento com ferro. Enquanto que os testes utilizando eletrodos de ferro formaram um lodo mais denso e com flocos maiores, o que pode justificar a boa eficiência do tratamento utilizando eletrodos de ferro e a eficiência mediana na utilização de eletrodos de alumínio, pois o lodo estava mais instável com relação ao ferro. Piovesan (2017), observou o mesmo comportamento

entre os tratamentos com eletrodos de alumínio e ferro em efluentes industriais, o autor observou que a principal diferença observada entre o comportamento dos eletrodos foi de que os flocos produzidos pelo alumínio foram menores em relação aos de ferro, conferindo aspecto turvo a amostra tratada, portanto, tendem a permanecer na solução.

O consumo de energia também está ligado ao tempo de tratamento e ao espaçamento dos eletrodos. Meneses *et al.* (2012) verificaram que um menor espaçamento é mais indicado para se ter um menor consumo energético. Conforme esperado, os testes que foram realizados com tensão menor, apresentaram um consumo energético menor. O mesmo acontece com a densidade de corrente, quanto mais alto o valor de corrente, mais energia foi consumida. Por isso, em relação a custo-benefício, o tratamento aplicado em placas de alumínio, com pH 7 e tensão de 20V apresentou menor consumo de energia em relação ao tratamento nas mesmas condições com eletrodos de ferro, que coincidentemente foi o tratamento que mais consumiu energia dentre todos os testes realizados. De modo geral, o custo final do tratamento de efluentes industriais deve considerar os encargos, manutenções, materiais e energia consumida (PIOVESAN, 2017).

A massa teoricamente consumida dos eletrodos também foi calculada. Portanto, o consumo da massa dos eletrodos de alumínio foi de 0,15 g e o tempo de desgaste é de aproximadamente 31 minutos. Para o ferro 1,18 g durante os 90 minutos de tratamento e o tempo de desgaste de foi de 45 minutos.

O tempo de desgaste do ferro foi um pouco maior quando comparado ao alumínio, além dessa vantagem, o ferro tem um custo muito menor do que o alumínio. O custo do alumínio é aproximadamente 800% mais alto do que o ferro, tornando este último viável economicamente e apresentando melhores resultados, porém consumindo mais energia, que pode ser minimizada com a utilização de energia fotovoltaica. Cada metal possui suas características próprias, como a massa molar e a valência, por isso que os eletrodos de ferro têm necessidade de maior quantidade de manutenção. Mas há de se considerar que esse material é mais acessível e menos tóxico (FOUAD, 2014).

De acordo com Bayramoglu, Eyvaz e Kobya (2007), o consumo do eletrodo é diretamente proporcional a densidade de corrente, sendo que o consumo do eletrodo de ferro ($0,58 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$) foi maior que o do eletrodo de alumínio ($0,32 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$), para uma densidade de corrente de $60 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$, 15 minutos de operação e pH 7 para o

eletrodo de alumínio e pH 5 para o eletrodo de ferro. A quantidade teórica é utilizada, na maior parte, como coagulante da solução, enquanto o restante permanece no efluente (GERALDINO, 2014).

Além disso, em densidades de correntes mais altas, o valor do pH que se desenvolve próximo ao cátodo é mais alto devido ao rápido consumo de íons H^+ , e conseqüentemente resulta em uma cinética de oxidação do $Fe(II)$ mais rápida. (LAKSHMANAN; CLIFFORD; SAMANTA, 2009). Assim, pode-se afirmar que o consumo de massa dos eletrodos depende da corrente utilizada, e quanto maior ela for, maior será o consumo do material do anodo (GABRIEL, 2017).

Gabriel (2017) mostrou que a melhor eficiência utilizando eletrodos de ferro foram nos tratamentos de efluentes em pH próximos à 7, onde há um maior consumo de energia devido à grande variação de condutividade. Porém quando a condutividade é elevada o pH pode ser pouco significativo porque a condutividade elétrica do efluente influencia na eficiência de remoção dos poluentes e no consumo de energia elétrica.

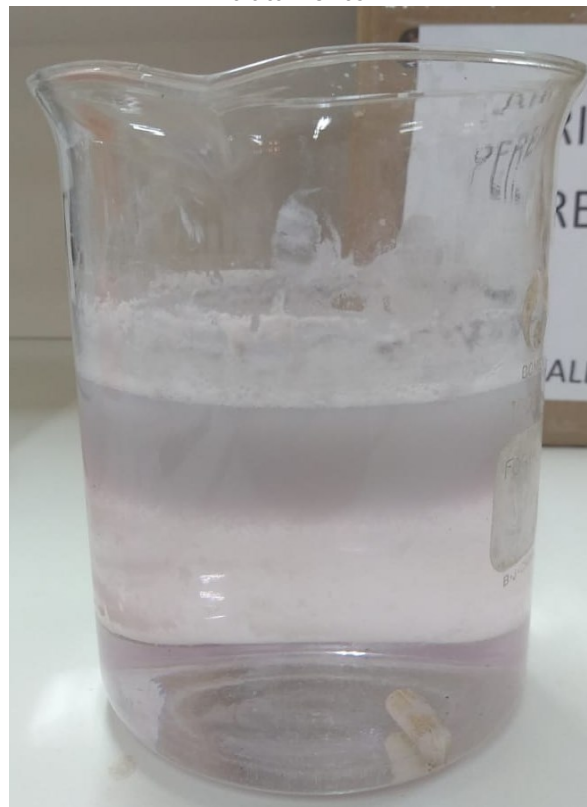
Valente, Mendonça e Pereira (2015) reduziram em 57% a DQO (inicialmente variando entre 2.060 e 5.249 mg/L) de efluente proveniente de indústria de derivados de leite.

As Fotografias 14 e 15 demonstram as amostras tratadas de efluentes após 90 minutos de tratamento.

Fotografia 14. F720 após 90 minutos de tratamento.



Fotografia 15. A720 após 90 minutos de tratamento.



Fonte: Autoria própria (2022).

A EC também se caracteriza pela baixa produção de lodo (Figuras 12 e 13) quando comparado ao método convencional (KUOKKANEN, 2016; DERAYAT *et al.*, 2015). Porém, mesmo que em volume baixo, o lodo precisa ser caracterizado e tratado conforme a necessidade (SILVA, 2019). O lodo formado, tanto para o ferro quanto para o alumínio, apresenta elevado percentual desses metais em sua composição, porém adotando o processo de secagem e calcinação pode-se reduzir em até 85% da sua massa residual, devido a decomposição de hidróxidos e sulfatos (KHALED *et al.*, 2015). Após o tratamento o lodo pode ser disposto em aterro sanitário ou reciclado em materiais processados a base de alumínio/ferro ou incorporação em materiais cerâmicos, cimentos e vidros (MORAES *et al.*, 2012).

Contudo, os melhores resultados para remoção de DQO foram submetidos a análises de outros parâmetros, ou seja, análises realizadas com eletrodos de ferro e alumínio, com pH da solução igual a 7 e tensão de 20V, para fins de comparação com o efluente bruto e para comparação com o tratamento de coagulação-floculação, os resultados da caracterização estão demonstrados na Tabela 2.

Tabela 2. Valores dos parâmetros do efluente bruto e após a eletrocoagulação.

Parâmetro	Efluente Bruto	Eletrocoagulação		% Remoção com eletrodos de ferro	% Remoção com eletrodos de ferro
		Eletrodo de Ferro	Eletrodo de Alumínio		
pH	6,23	7,0	6,0	-	-
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg. L⁻¹)	38.123	5.115	7.300	86,60	80,85
Óleos e Graxas Totais (mg. L⁻¹)	26,04	<0,10	<0,10	99,61	99,61
Sólidos Sedimentáveis (mL.L⁻¹)	0,23	<0,20	<0,20	13,04	13,04
Sólidos Suspensos (mg. L⁻¹)	4.110	350	1500	91,48	63,50
Turbidez (NTU)	5.776	< 1	107	99,98	98,14

Fonte: Autoria própria (2022).

A remoção de todos os parâmetros foi efetiva, entretanto houve uma maior redução no parâmetro óleos e graxas, o que é positivo, pois a presença deste contaminante aumenta a formação de organismos filamentosos e de espuma nos tanques de lodos ativados, por isso é muito importante retirar na etapa que antecede o tratamento microbiológico (MARCHETTI, 2018). Além disso, com exceção do parâmetro DQO, o efluente ficou adequado à Resolução CONAMA 430/2011 e à SEMA 21/2009 somente com o tratamento da eletrocoagulação. Houve uma grande redução de DQO, principalmente quando utilizado os eletrodos de ferro, porém como não foram atendidas as legislações, será necessário um tratamento secundário, neste caso o microbiológico.

Theodoro (2010) aplicou a EC em efluente de galvanização para remoção de cobre e obteve redução de 90% de DQO e sólidos totais em 60 minutos de tratamento utilizando seis eletrodos de ferro.

Módenes *et al.* (2016) obtiveram 91,02% de remoção de DQO, com 50 minutos de tratamento, corrente de 2A ao aplicar a EC em efluente de abatedouro de aves.

Combatt *et al.* (2017) construíram reatores de EC equipados com eletrodos de ferro ou alumínio para o tratamento de efluente de abatedouro de frangos, ambos obtiveram eficiência elevada na remoção de DQO (> 80 %), no entanto o uso de eletrodos de ferro causou cor no efluente tratado mostrando desvantagens frente ao uso de eletrodos de alumínio, para o qual o efluente tratado apresentou-se incolor. Este parâmetro não foi analisado neste trabalho devido a ausência de análises fornecidas pela indústria parceira.

João *et al.* (2020) aplicaram a EC em efluente de suinocultura e verificaram reduções de 97% na turbidez, 94% na cor, 89% em DQO, 88,5% em fósforo, 88% em nitrogênio, 58% em óleos e graxas com 60 minutos de tratamento utilizando eletrodos de alumínio.

5.3 Tratamento do efluente via coagulação-floculação

Para fins de comparação dos tratamentos de EC, foram analisadas amostras de efluente após o tratamento em escala industrial após a coagulação-floculação, os resultados dos parâmetros estão demonstrados na Tabela 3.

Tabela 3. Resultados do efluente bruto e tratado via coagulação-floculação.

Parâmetro	Efluente Bruto	Coagulação-Floculação	Remoção (%)
pH	6,23	8,25	-
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg.L⁻¹)	38.123	33.762	11,50
Demanda bioquímica de Oxigênio (DBO) (mg.L⁻¹)	4.622	3.654	21,00
Óleos e Graxas Totais (mg.L⁻¹)	26,04	18,05	30,68
Sólidos	0,23	<0,20	13,04

Sedimentáveis			
(mL.L⁻¹)			
Sólidos Suspensos	4.110	300	92,7
(mg.L⁻¹)			
Turbidez (NTU)	5.776	29	99,5

Fonte: Aatoria própria (2022).

Como citado anteriormente, o processo de tratamento utilizado na indústria atualmente, é o processo convencional, coagulação e floculação (CF), com utilização de coagulante (sulfato de alumínio) e polímero (aniônico), respectivamente. Os resultados para essa técnica geralmente são satisfatórios para diversos tipos de efluente, porém ao comparar os resultados da EC e da CF, principalmente para o parâmetro DQO e óleos e graxas, percebe-se que este não é tão eficiente para esse tipo de efluente quanto a eletrocoagulação, pois os resultados de remoção foram satisfatórios, principalmente em relação à DQO.

A remoção de DQO, óleos e graxas foram de 11,5 e 30,68% respectivamente. Isso acarreta em maior tempo de retenção no sistema microbiológico posterior para atender as legislações vigentes.

No geral, a coagulação-floculação é um processo eficiente, porém vários detalhes podem interferir no processo, como dosagem do coagulante, pH, dosagem de polímero, tempo de agitação, taxa de eficiência do tratamento preliminar, etc, este último também pode interferir no processo de EC. O ótimo operacional pode ser obtido através do teste de jarros (jar test) onde é possível determinar diversos parâmetros de otimização do processo.

Neste caso, na indústria em questão, o efluente é diversificado e antes de chegar à Estação de tratamento é armazenado em um tanque para equalização da vazão, o tempo de permanência do efluente no tanque pode interferir nas características do efluente e na eficiência do sistema de tratamento. O que pode ser um motivo para a menor eficiência para remoção dos contaminantes após o tratamento CF, principalmente em relação à DQO. Para os parâmetros sólidos suspensos e turbidez houve uma boa remoção, o que significa que elementos em suspensão e coloidais são coagulados e removidos, o que indica que a DQO resultante no efluente está na forma dissolvida, necessitando de processos microbiológicos para eficiente degradação. Isso ocorre devido a geração de lodo mais estável na eletrocoagulação, quando comparada a coagulação-floculação.

Marchetti (2014) realizou tratamento de efluente cosmético utilizando coagulação-floculação com sulfato de alumínio e biopolímero, o valor da DQO para o efluente “bruto” apresentou-se em um patamar elevado, 15.339 mg.L⁻¹. Após a aplicação do tratamento, a remoção alcançada atingiu o valor de 90,30%.

Diante disso, a eletrocoagulação se mostrou mais vantajosa em termos de eficiência de tratamento, porém deve-se levar em consideração os custos gerados em cada processo com produtos químicos (CF) e consumo de energia e eletrodos no caso da eletrocoagulação (EC).

5.4 Análises microbiológicas

As análises microbiológicas foram aplicadas como tratamento secundário para os melhores resultados da EC, para os eletrodos de ferro e alumínio, em ensaios com e sem a adição de kits de bactérias comerciais, que são produtos utilizados hoje pela indústria como ferramenta de aumento da eficiência do processo. Além disso, os resultados foram comparados com o tratamento após a CF. Os resultados estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Resultados do processo completo de tratamento (EC + Lodos Ativados e CF + Lodos Ativados).

Parâmetro	Efluente Bruto	Coagulação -Floculação	Eletrocoagulação		Após sistemas de lodos ativados				Após Coagulação - Floculação	Legislação aplicável (Resolução CONAMA 430/2011 ¹ e SEMA nº 21/2009 ²)
			Eletrodos de Ferro	Eletrodos de Alumínio	Após Eletrocoagulação		Eletrodos de alumínio	Eletrodos de ferro		
					Com kit comercial	Sem kit comercial				
pH	6,23	8,25	7,0	7,0	7,0	6,0	7,0	6,0	7,71	5 – 9 ¹
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg.L⁻¹)	38.123	33.762	5.115	7.445	904,49	3.223,70	462,30	3.776,06	1.927,75	225 mg.L ⁻¹²
Óleos e Graxas Totais (mg.L⁻¹)	26,04	18,05	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	10,56	Óleos vegetais e gorduras animais 50 mg. L ⁻¹ Óleos minerais 20 mg. L ^{-1 12}
Sólidos Sedimentáveis (mL.L⁻¹)	0,23	<0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	<0,20	1 mL.L ⁻¹²
Sólidos Suspensos (mg.L⁻¹)	4.110	300	350	1.500	133	380	200	280	190	Remoção de no mínimo 20% ²
Turbidez (NTU)	5.776	29	<1	165	5	12	9	27	3	Virtualmente

Fonte: Autoria própria (2022).

As legislações pertinentes neste caso, são a Resolução CONAMA 430/2011 que dispõe sobre o lançamento de efluentes e a Resolução CONAMA 357/2005 que dispõe sobre a classificação dos corpos de água, esta segunda define os limites máximos permitidos de acordo com a mistura ocasionada no corpo hídrico de acordo com a classificação do mesmo. Os parâmetros óleos e graxas, sólidos suspensos e turbidez foram satisfatórios para ambos os testes, com valores abaixo do estabelecido nas legislações pertinentes.

Para verificação estatística entre os tratamentos foi aplicado a Anova (Tabela 5) e posteriormente o Teste de Tukey, através do DMS (diferença mínima significativa) para todas as amostras e para os parâmetros DQO, sólidos suspensos, turbidez e pH.

As amostras foram renomeadas para facilitar a aplicação do teste de Tukey (Quadro 5).

Quadro 5. Nomenclatura utilizada para aplicação do Teste de Tukey.

Tratamento	EC (ferro) + lodos ativados sem kit comercial	EC + lodos ativados com kit comercial	EC (alumínio) + lodos ativados sem kit comercial	EC (alumínio) + lodos ativados com kit comercial	CF + lodos ativados com kit comercial
Nomenclatura adotada	A	B	C	D	E

Fonte: Autoria própria (2022).

Tabela 5. Anova.

RESUMO	A	B	C	D	E	Total
pH						
Contagem	3	3	3	3	3	15
Soma	19	21	18	21	23,1	102,1
Média	6,333333	7	6	7	7,7	6,806667
Variância	0,333333	0	0	1	0,5025	0,636738
DQO						
Contagem	3	3	3	3	3	15
Soma	9701,1	2713,45	11328,2	1387,1	5783,25	30913,1
Média	3233,7	904,4833	3776,067	462,3667	1927,75	2060,873
Variância	280385,7	7038,656	83502,81	9805,103	1920813	2091848
SS						
Contagem	3	3	3	3	3	15
Soma	1140	399	840	600	569,9	3548,9
Média	380	133	280	200	189,9667	236,5933
Variância	11575	1591	196	1975	540,6033	10131,29

Turbidez						
Contagem	3	3	3	3	3	15
Soma	36	15	81	27	9	168
Média	12	5	27	9	3	11,2
Variância	4	3	124	28	3	100,4571
Total						
Contagem	12	12	12	12	12	
Soma	10896,1	3148,45	12267,2	2035,1	6385,25	
Média	908,0083	262,3708	1022,267	169,5917	532,1042	
Variância	2044944	154433	2785530	40020,09	1063838	
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	GI	MQ	F	valor-P	F crítico
Amostra	44444893	3	14814964	127,8482	1,56E-20	2,838745
Colunas	6897602	4	1724400	14,881	1,57E-07	2,605975
Interações	17896350	12	1491362	12,86996	3,3E-10	2,003459
Dentro	4635173	40	115879,3			
Total	73874018	59				

Fonte: Autoria própria (2022).

Tabela 6. Aplicação do teste de Tukey para o pH.

pH	Média 1	Média 2	Módulo Média
A-B	6,33	7	0,66
A-C	6,33	6	0,33
A-D	6,33	7	0,66
A-E	6,33	7,7	1,36
B-C	7	6	1
B-D	7	7	0
B-E	7	7,7	0,7
C-D	6	7	1
C-E	6	7,7	1,7
D-E	7	7,7	0,7

Tabela 7. Aplicação do teste de Tukey para a DQO.

DQO	Média 1	Média 2	Módulo Média
A-B	3233,7	904,48	2329,21
A-C	3233,7	3776,06	542,36
A-D	3233,7	462,36	2771,33
A-E	3233,7	1927,75	1305,95
B-C	904,48	3776,06	2871,58
B-D	904,48	462,36	442,11
B-E	904,48	1927,75	1023,26
C-D	3776,06	462,36	3313,7
C-E	3776,06	1927,75	1848,31
D-E	462,36	1927,75	1465,38

Fonte: Autoria própria (2022).

Tabela 8. Aplicação do teste de Tukey para os sólidos suspensos.

Sólidos suspensos	Média 1	Média 2	Módulo Média
A-B	380	133	247
A-C	380	280	100
A-D	380	200	180
A-E	380	189,96	190,03
B-C	133	280	147
B-D	133	200	67
B-E	133	189,96	56,96
C-D	280	200	80
C-E	280	189,96	90,03
D-E	200	189,96	10,03

Tabela 9. Aplicação do teste de Tukey para turbidez.

Turbidez	Média 1	Média 2	Módulo Média
A-B	12	5	7
A-C	12	27	15
A-D	12	9	3
A-E	12	3	9
B-C	5	27	22
B-D	5	9	4
B-E	5	3	2
C-D	27	9	18
C-E	27	3	24
D-E	9	3	6

Fonte: Autoria própria (2022).

As variáveis para obtenção do DMS foram estabelecidas de acordo com a Anova, o quadrado médio dos resíduos foi de 115.879,3, número de tratamentos igual a 6, graus de liberdade de 60 e o número de repetições 3. Sendo q o valor Tabelado a um dado nível de significância (α) e com graus de liberdade iguais. Com estes dados foi aplicado a fórmula do DMS, que é igual a 668,22.

Isso significa que os módulos das médias dos tratamentos apresentadas nas Tabelas 6 a 9 que forem maiores que o DMS, apresentam diferença estatística, já os que forem menores do que o DMS são iguais estatisticamente.

Para o pH, todas os tratamentos não apresentaram diferença estatística, bem como para sólidos suspensos e turbidez. O parâmetro DQO, demonstrou variação das médias obtidas nas análises, porém há muitas interferências neste processo que serão discutidas posteriormente. Os tratamentos da eletrocoagulação com alumínio e ferro sem o kit comercial de bactérias não apresentaram diferença estatística entre si. Assim como o tratamento da EC com ferro e/ou alumínio que utilizaram o kit comercial de bactérias foram estatisticamente diferentes do grupo anterior, mas iguais entre si. Já a CF foi estatisticamente diferente de todos os tratamentos aplicados.

Um dos fatores mais importantes para explicar a variação nos resultados da DQO é a temperatura que foi variável durante o período das análises, em dias mais frios o processo é mais lento do que em dias mais quentes. Esta não foi analisada no período de tratamento, para simular o processo real da indústria. Para isso, foi

realizada a análise estatística da diferença de temperatura no período de tratamento aplicado, com os valores de temperatura obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia (Tabela 10).

Tabela 10. valores de temperatura obtidos do histórico de dados novembro (2021) a janeiro (2022).

Temperatura					
Dia	A	B	C	D	E
1	19,4	22,7	20,8	22,3	20
1	27,4	29,5	28,3	29	21,5
1	24,8	22,5	20,9	28,3	21,6
2	21,7	23,4	18,6	20	19,1
2	29,6	28,4	22,9	24,4	22,9
2	25,1	22,2	17,5	18	24
3	17,9	23	16,4	17,1	19,2
3	21	30,5	20,5	23,4	25,7
3	17,1	25,3	15,2	18,3	21
4	18,1	24,5	15,6	17,9	17,6
4	20,6	30,3	20,8	27,3	26,2
4	18	25,6	18,7	17,7	19,9
5	16,6	25,9	16,9	15,9	18,8
5	22	30,8	19	29,4	24,3
5	18,3	28,2	20,8	18,6	19,6
6	18,4	23,6	17,4	18,6	17,5
6	25,7	30,9	22,8	24,2	24,6
6	23,4	28,4	24,4	21,6	20,4
7	19,1	23,7	20,8	19,3	15,2
7	28,6	31,6	23,9	19,5	20,7
7	29,6	28,9	30	20,6	16,5
8	25,4	23,2	25,3	19,1	14,5
8	31,4	31,1	26	21,2	23,1
8	27,7	30,7	23,8	23,9	16,1
9	17,7	23	25,1	19,1	14,3
9	23,5	29	22,9	23,8	24,6
9	21	29,2	26,1	22,1	16,4
10	16,3	22,1	21,8	21,5	14,5
10	29,7	31,2	28,9	26,3	22,4
10	28,4	28,4	21,4	21,8	15,3

Fonte: Autoria própria (2022).

Foi aplicado o Anova para verificar a diferença estatística entre as medições de temperatura (Tabela 11).

Tabela 11. Anova aplicada aos valores de temperatura nos dias de tratamento.

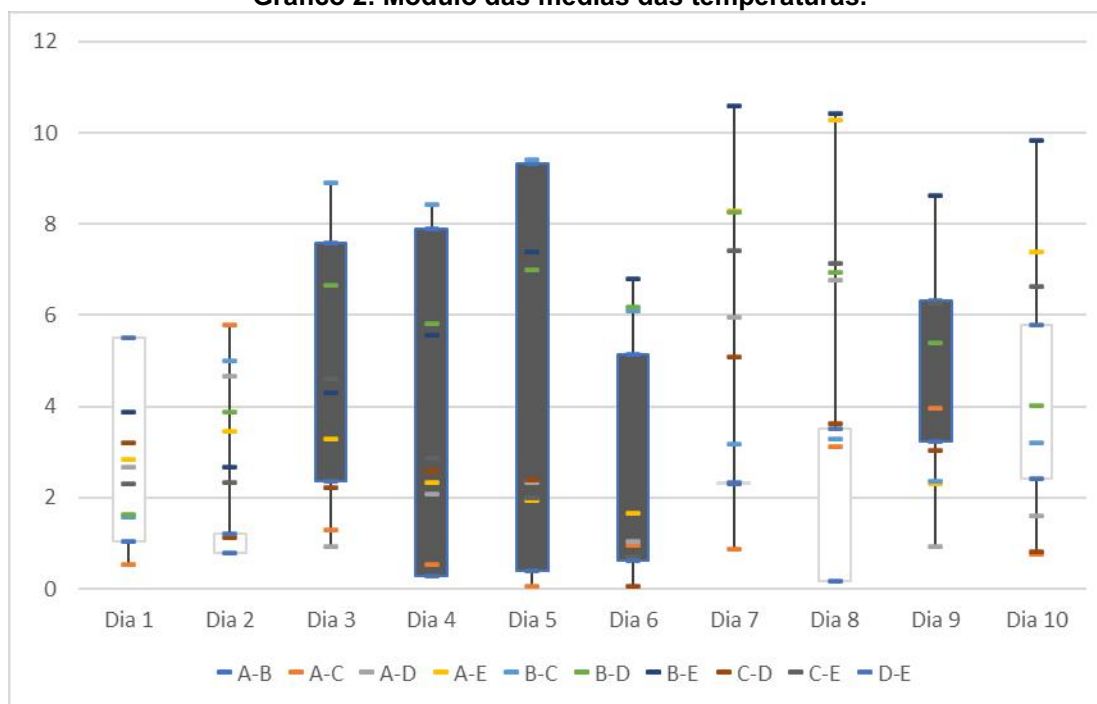
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Amostra	167,795	9	18,64389	1,35008	0,221241	1,974829
Colunas	824,346	4	206,0865	14,92357	1,35E-09	2,462615
Interações	624,6207	36	17,35057	1,256426	0,188195	1,535138
Dentro	1380,947	100	13,80947			
Total	2997,708	149				

Fonte: Autoria própria (2022).

Através dos valores de F , $F_{\text{crítico}}$ e valor-P, percebe-se que não há diferença estatística entre as fontes de variação de amostra e interações. Porém a fonte de variação colunas apresentou diferença estatística. Para saber quais tratamentos são diferentes estatisticamente, foi aplicado o Teste de Tukey.

As variáveis para obtenção do DMS foram estabelecidas de acordo com a Anova, o quadrado médio dos resíduos foi de 13,80, número de tratamentos igual a 6, graus de liberdade de 100 e o número de repetições 3. Sendo q o valor Tabelado a um dado nível de significância (α) e com graus de liberdade iguais. Com estes dados foi aplicado a fórmula do DMS, que é igual a 8,79. Todos os valores maiores que o DMS, apresentaram diferença estatística (Gráfico 2).

Gráfico 2. Módulo das médias das temperaturas.



Fonte: Autoria própria (2022).

Os dias 1, 2, 4, 6 e 9 não apresentaram diferença estatística entre os tratamentos aplicados em relação à temperatura. O tratamento EC + lodos ativados com kit comercial (B) e da EC (alumínio) + lodos ativados sem kit comercial (C), apresentaram diferença estatística no dia 3, pois a média da temperatura foi maior no dia do tratamento B, que também apresentou resultados melhores para remoção de DQO, o mesmo ocorreu com os testes no dia 05.

A diferença também foi encontrada no dia 05 para os tratamentos EC (ferro) + lodos ativados sem kit comercial (A) e EC + lodos ativados com kit comercial (B), onde a média da temperatura do dia 05 para B, foi maior quando comparado com A.

Nos dias 7, 8 e 10, os tratamentos EC + lodos ativados com kit comercial (B) e CF + lodos ativados com kit comercial (E) apresentaram diferença estatística, devido a média temperatura nesses dias ser aproximadamente 10°C de diferença.

Portanto, o período do teste realizado no tratamento da EC + lodos ativados com kit comercial foi favorável para o aspecto temperatura, o que acelerou a taxa de degradação dos contaminantes no tratamento microbiológico, pois na maioria dos dias a temperatura permaneceu mais alta em relação aos outros tratamentos.

Além disso, o período analisado para as análises microbiológicas em teste de bancada, para a EC, foi de 10 dias, devido a quantidade de efluente compatível

com a escala laboratorial. Para a CF, como foi analisada em escala industrial, o efluente permanece em tratamento, do tipo batelada, por no **mínimo** 14 dias.

A Quadro 6 demonstra a comparação entre os tempos aplicados aos tratamentos.

Quadro 6. Tempo de tratamento aplicado em cada tratamento.

Tratamento	EC	CF	EC + lodos ativados	EC + lodos ativados
Tempo de tratamento	90 minutos	120 minutos	10 dias	14 dias

Fonte: Autoria própria (2022).

Entretanto, mesmo com todas as interferências descritas, o uso de lodos ativados após a EC reduziu a DQO (em comparação com o lodo ativado após a CF), em 4 vezes com alumínio e 2 vezes com ferro, com menor tempo de tratamento.

Todo este processo gera mais custos para a empresa, pois, como todo o processo ocorre por batelada, até que o efluente não esteja efetivamente tratado no processo de lodo ativado, não se pode colocar mais efluentes. Para melhor compreensão, são apresentados esses dados em números.

São tratados diariamente 12 m³ de efluente no tratamento da coagulação-floculação, o tanque microbiológico possui 20 m³, portanto permanece no tanque por 14 dias o efluente gerado em 1,5 dias. Ou seja, no período de 14 dias aproximadamente 90 m³ tem que ser destinados de outra forma, enviados a outras Estações de Tratamento de efluentes. O custo para destinação de resíduos líquidos é alto (0,17R\$/L aproximadamente).

Comparando os resultados em relação à utilização ou não dos kits comerciais de bactérias, estes demonstraram resultados melhores para a EC executada tanto com eletrodos de alumínio quanto o de ferro quando comparado com a aplicação dos mesmos kits sem EC (após a CF), mostrando que a aplicação da EC é vantajosa para o tratamento do efluente da empresa. Com eletrodo de alumínio foi obtida um DQO 4x menor, enquanto com o eletrodo de ferro a redução foi em 2x (quando comparado com o processo atualmente utilizado pela empresa).

Muito mais importante do que utilizar kits comerciais de bactérias degradadoras de diversos contaminantes presentes em efluentes, é obter um lodo ativado adaptado a realidade do efluente. O inóculo utilizado na indústria em

questão foi colocado em 2014, oriundo de uma empresa alimentícia. Este foi inserido no sistema e desde então é utilizado para tratar efluentes da indústria de cosméticos, portanto este já está adaptado ao efluente. Este inóculo foi utilizado também para os testes de eletrocoagulação.

Abou-Rejaile (2010) realizou três testes de tratabilidade, utilizando um produto tecnológico com bactérias do gênero *Bacillus*, encontrada normalmente em sistema de lodos ativados em efluente da indústria de processamento de pescado. O bioaumentador mostrou indiferente para gerar os efeitos de tratabilidade observados.

Diante disso, o tratamento microbiológico é indispensável para o atendimento das legislações pertinentes a tratamento de efluentes de indústria de cosmético, porém a utilização de kits de bactérias é opcional, visto que a remoção ocorrerá da mesma forma, talvez utilizando um tempo maior de retenção no tanque de lodos ativados, mas adaptando este como tratamento contínuo, este problema é resolvido. O importante é o lodo estar adequado ao tipo de efluente que será submetido o tratamento, mantendo a aeração necessária e impedindo a entrada de contaminantes que podem inibi-lo.

Todavia, está demonstrado na Quadro 7 as vantagens da eletrocoagulação combinada com lodos ativados comparada com a coagulação-floculação combinada com o lodo ativado, bem como os benefícios da utilização dos kits comerciais de bactérias.

Quadro 7. Vantagens e desvantagens dos processos de tratamento analisados.

Tratamento / Aspecto	EC + lodos ativados + kits comerciais de bactérias	EC + lodos ativados	CF + lodos ativados + kits comerciais de bactérias
Tempo de detenção	Necessita de menor tempo de retenção para atingir remoção dos contaminantes.	Necessita de maior tempo de retenção quando comparado com a utilização de kit de bactérias para remoção da carga orgânica, mas atende todos os parâmetros, como óleos e graxas por exemplo.	Necessita de tempo maior de retenção quando comparado com a EC, devido a baixa remoção de DQO no processo de coagulação-floculação.

Parâmetros de processo	É requerida alta condutividade do efluente;		É requerida a regulagem do pH para 11 antes de aplicar o processo devido a utilização de sulfato de alumínio.
Geração de lodo	Há menor geração de lodo quando comparado a CF, diferença visualmente percebida, na primeira etapa do tratamento (EC), os flocos são mais estáveis e podem ser removidos por filtração ou flotação. As microbolhas produzidas no processo podem levar o contaminante ao topo da solução, onde pode ser concentrado e removido mais facilmente, por flotação;		O lodo gerado na CF é mais instável e os flocos formados são maiores que na EC. Devido a isso, o lodo é liberado com uma grande quantidade de efluente misturada a ele, devido ao espaçamento entre os flocos.
Utilização de energia	Necessita de utilização de energia para transferência de corrente elétrica para ocorrer a coagulação e para agitar o efluente.		Necessita de utilização de energia para agitar o efluente para aglutinação das partículas.
Custo	O custo deste tratamento leva em consideração a energia, os eletrodos e suas trocas e a destinação do lodo. Além da energia para aeração do processo de lodos ativados.		A CF utilizará de ácidos e bases para regulagem do pH, sulfato de alumínio, polímero aniônico e a utilização dos kits de bactérias comerciais.
	Neste caso, deve ser levado em consideração o custo com a aquisição dos kits comerciais de bactérias.	Este tratamento não possui custos relacionados a outros produtos.	
Eficiência no geral	A EC Remove partículas coloidais menores, pois o campo elétrico aplicado promove mais rapidamente o contato entre elas, facilitando a coagulação, removendo maior quantidade de DQO neste processo quando comparado a CF.		A CF não possui eficiência satisfatória quando comparada a EC, o que faz com que o processo de lodos ativados seja mais lento e torne o processo menos eficiente no

	<p>Pela EC remover grande parte da carga orgânica, o processo microbiológico contribui com a remoção do excedente, com a utilização de kits comerciais de bactérias a remoção ocorreu de forma mais rápida e eficiente.</p>	<p>Apesar da EC remover a carga orgânica, a não utilização dos kits de bactérias afetou na degradação da matéria orgânica no processo de lodos ativados. Não removeu com tanta eficiência quanto no processo com utilização dos kits.</p>	<p>geral.</p>
--	---	---	---------------

Fonte: Autoria própria (2022).

6 CONCLUSÃO

No geral, o principal problema é a alta carga de matéria orgânica que está no efluente bruto, o processo de tratamento preliminar é suficiente para retirar sólidos grosseiros e parte da contaminação por óleos e graxas. O ponto principal está no processo de tratamento da coagulação-floculação, que remove uma parcela pequena da carga orgânica do efluente. Em consequência disso, o efluente permanece na etapa de lodos ativados por muito tempo (mínimo 14 dias), até que esteja apto para ser descartado na rede pública de esgotos, sendo necessário enviar grandes quantidades de efluente à ETEs terceiras, aumentando o custo de gestão de efluentes. Para tanto, através desta pesquisa sugere-se a substituição do processo de tratamento físico-químico de coagulação-floculação, pela eletrocoagulação.

Pode-se verificar que os parâmetros tempo de tratamento, pH do efluente e tensão aplicada nos eletrodos são extremamente importantes no processo de EC. Esses fatores também influenciam na remoção de carga orgânica. A EC por si só apresentou resultado de remoção de até 4x na DQO obtida com o processo de tratamento utilizado atualmente.

Além disso, do ponto de vista ambiental, a EC é uma técnica promissora para tratamento de efluentes da indústria de cosméticos, pois melhora o aspecto visual do efluente, redução de carga orgânica de aproximadamente 98,7% em menor quantidade de tempo quando comparado com o tratamento atual (remoção de 94,5%), além da EC promover altas reduções de óleos e graxas, além de gerar menor quantidade de lodo, caracterizado como resíduo não perigoso, o que torna muito mais fácil sua destinação final, todavia se confirma como uma opção vantajosa do ponto de vista econômico e ambiental.

A EC combinada com lodos ativados e a utilização dos kits comerciais de bactérias, reduziu o tempo de retenção do efluente no tanque microbiológico quando comparada a CF.

Considerando apenas os 10 dias de tratamento, a EC combinada com lodos ativados e kits comerciais de bactérias apresentaram resultados promissores. Sugere-se que em próximos trabalhos seja analisado um tempo de retenção de 27 dias para torná-lo um processo contínuo, de forma o que entra é igual ao que sai

diariamente para que todo o efluente tratado físico quimicamente passe pelo processo completo de tratamento de lodos ativados.

Para reduzir os custos de energia consumida neste processo, será estudada a possibilidade de utilizar energia fotovoltaica para o processo de tratamento. O custo principal seria apenas com a troca dos eletrodos após a saturação, os antigos poderão ser vendidos para a reciclagem posteriormente. A empresa conta com um departamento de manutenção que descarta diariamente sucatas ferrosas que podem ser adaptadas ao tratamento.

Após a implementação deste sistema adaptado, estudar formas de reutilização do efluente tratado, visando a economia circular, principalmente na utilização de descargas para a empresa ou retorno para o setor de sanitização de recipientes.

Desta forma, do ponto de vista ambiental esta pesquisa abriu um leque de novas oportunidades de economia circular concomitante com a melhoria da eficiência do tratamento, resolvendo o problema principal que era a elevada carga orgânica do efluente (> 20.000 mg/L).

Sugere-se que em trabalhos futuros seja analisado a viabilidade econômica desses tratamentos, comparando a coagulação-floculação e a eletrocoagulação.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE INDUSTRIAS DE HIGIENE PESSOAL, PERFUMARIA E COSMÉTICOS. ABIHPEC. **Panorama do setor 2019/2020** – Higiene pessoal, perfumaria e cosméticos. 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE INDUSTRIAS DE HIGIENE PESSOAL, PERFUMARIA E COSMÉTICOS. ABIHPEC. Associação Brasileira de Indústria de Higiene Pessoal, Perfumaria e Cosméticos. **Guia Técnico Ambiental da Indústria de Higiene Pessoal, Perfumaria e Cosméticos**. São Paulo, 2010.

ABOU-REJAILE, A. C. E. D. **Caracterização de produto bioaumentador comercial para tratamento de efluente líquido de uma indústria pesqueira**. 2010. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Curso de Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, 2010.

AHAMMAD, S. Z.; BERESLAWSKI, J. L.; DOLFING, J.; MOTA, C.; GRAHAM, D. W. Anaerobic–aerobic sequencing bioreactors improve energy efficiency for treatment of personal care product industry wastes. **Bioresource Technology**, v. 139, p. 73– 79, 2013.

AGENCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. ANVISA. **Conceitos e definições** — Português (Brasil) (www.gov.br). Acessado em: 09 jun. 2021.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association, American Water Work Association, Water Environmental Federation, 23th ed. Washington, DC. 2017.

BAYRAMOGLU, M.; EYVAZ, M.; KOBYA, M. Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation. **Chemical Engineering Journal**, v. 128, n. 2-3, p. 155-161, 2007.

BRASIL, **Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005**. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional.

BRASIL, **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005.

CAVALCANTI, José. E. W. A. **Manual de tratamento de efluentes industriais**. 3. ed., ampliada. São Paulo: Engenho, 2016.

CERQUEIRA, A. A. **Aplicação da técnica de eletrofloculação no tratamento de efluentes têxteis**. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

CERQUEIRA, A. A., MARQUES, M. R. C. Avaliação do Processo Eletrolítico em Corrente Alternada no Tratamento de Água de Produção. **Química Nova**, v. 34, p. 59 - 63, 2011.

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

COMBATT, M. P. M.; MENDONÇA, R. C. S.; VALENTE, G. F. S.; SILVA, C. M. Validação do processo de eletrocoagulação e avaliação da eletrodissolução de eletrodos no tratamento de efluentes de abatedouros de aves. **Química Nova**, Viçosa, V. 40, N. 4, P. 447-453, 2017.

COMIN, A. M. **Proposta de tratamento complementar ao efluente proveniente de uma indústria de cosméticos**. Trabalho de Diplomação em Engenharia Química - Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/165595>. Acesso em: 09 jun. 2021.

CONSELHO EMPRESARIAL BRASILEIRO PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (Rio de Janeiro). **A Produção Mais Limpa na Micro e Pequena Empresa**. Rio de Janeiro, 2004.

CORDI, L.; ASSALIN, M. R.; DIEZ, M. C.; DURAN, N. **Montagem, partida e operação de um sistema de lodos ativados para o tratamento de efluentes**: Parâmetros físico-químicos e biológicos. Engenharia Ambiental. Espírito Santo do Pinhal, v. 5, n. 1, p. 97-115, 2008.

CRESPILHO, F. N.; REZENDE, M. O. O. **Eletroflotação**: Princípios e aplicações. 2004.

DERAYAT, J.; MOTLAGH, Z. J.; MOTLAGH, R. J.; PIRSAHEB, M.; SHAFARI, K. Survey of electrocoagulation process Performance (with iron-rod electrode) in treatment of drinking water- case study: Kermanshah Soleymanshah dam. *Inter. Res. J. of App. and Bas. Sci.*, Iran, v. 9 (8), p. 1453-1459. 2015.

EBELE, A. J.; ABDALLAH, M. A. E.; HARRAD, S. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. **Emerging Contaminants**, v. 3, p.1-16, 2017.

EL-GOHARY F.; TAWFIK, A.; MAHMOUD, U. Comparative study between chemical Coagulation/Precipitation (C/P) versus Coagulation/Dissolved Air Flotation (C/DAF) for pre-treatment of Personal Care Products (PCP) wastewater. **Desalination**, v. 252, p. 106–112, 2010.

MARTINS FILHO H. P. **Condutividade das soluções eletrolíticas**. 2018. Disponível Em: <http://www.quimica.ufpr.br/hpmf/F%C3%ADsico-Qu%C3%ADmica%20IV/Condutividade.pdf>. Acesso em 25 jul. 2021.

FIN, W. L. G. **Avaliação da eficiência do sistema de lodos ativados da estação de tratamento de efluentes de uma empresa de batatas chips exposto a**

diferentes vazões de ar. 83 f. Monografia - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Vale do Taquari, Lajeado, 2018.

FOUAD, Y. O. Separation of cottonseed oil from oil-water emulsions using electrocoagulation technique. **Alexandria Engineering Journal**. v. 53, p. 199-204, 2014.

FREITAS, J. H. E. S. *et al.* Evaluation of using aluminum sulfate and water-soluble Moringa oleifera seed lectin to reduce turbidity and toxicity of polluted stream water. **Chemosphere**. n.163. p. 133-141. 2016.

GABRIEL, H. S. **Eletrocoagulação como pré-tratamento de efluentes da indústria química.** 2017. 52 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Metalúrgica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

GALEMBECK, F.; CSORDAS, Y. **Cosméticos: a química da beleza**, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Sala de Leitura. Disponível em: <http://web.ccead.puc-rio.br/condigital/mvsl/Sala%20de%20Leitura/conteudos/SL_cosmeticos.pdf> Acesso em: 09 jun. 2021.

GAO, P.; CHEN, X.; SHEN, F.; CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**. v. 38 p. 11–41. 2004.

GERALDINO, H. C. L. **Eletrofloculação aplicada ao tratamento de efluente da indústria de laticínio.** (Dissertação de mestrado em ciências ambientais). Itapetinga – BA: UESB, 2014.

GIORDANNI, P. R. **Utilização de eletrodos de sacrifício de ferro na eletrofloculação do efluente de indústria cosmética: avaliação da eficiência de tratamento.** 2017. 51 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal da Fronteira Sul, Cerro Largo, 2017.

GIORDANO, G.; SURERUS, V.; Efluentes Industriais- Estudo de Tratabilidade. Rio de Janeiro: **Publit**, 2015. 196 pg.

HENTZ, V. S. **Proposta de tratamento físico-químico de efluentes líquidos de uma indústria de cosmético.** 66 f. TCC (Graduação) - Curso de Bacharelado em Química, Universidade do Sul de Santa Catarina, Tubarão, 2018.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA DO BRASIL (Brasil). **Dados históricos.** Brasília - DF, 2022. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>. Acesso em: 20/02/2022.

JOÃO, J. J.; ALVES, A. V.; VIEIRA, J. L.; EMERICK, T.; SILVA, C. S. Eletrocoagulação-Flotação: Uma tecnologia mais sustentável para tratamento de efluentes de frigoríficos de suínos. **Agronegócios e Meio Ambiente**, v. 13, n. 3, p. 1091-1112, set. 2020.

JOHN, S.; SOLOMAN, P. A.; FASNABI, P. A. Study on removal of Acetamidrid from wastewater by electrocoagulation. **Procedia technology - Elsevier**. Procedia Technology, v. 24, p. 619 - 630, 2016.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7ª edição. Rio de Janeiro- ABES, 2014. 1050p.

KHALED, B.; WIDED, B.; BÉCHIR, H.; ELIMAME, E.; ZIED, T. Investigation of electrocoagulation reactor design parameters effect on the removal of cádmium from synthetic and phosphate industrial wasterwater. **Arab. J. Chem.**, Tunísia, 2015.

KHANDEGAR V.; SAROHA, A. K. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent - A review. **Journal of Environmental Management - Elsevier**. v. 25, p. 949 - 963, 2013.

KOBYA, M.; ULU, F.; UGUR, G.; DEMIRBAS, E.; ONCEL, M. S. Treatment of potable water containing low concentration of arsenic with electrocoagulation: Different connection modes and Fe–Al electrodes. **Separation and Purification Technology - Elsevier**, v. 77, p. 283 -293, 2011.

KUOKKANEN, V. **Utilization of Electrocoagulation For water and Wastewater treatment And nutrient recovery**. Tese (Doctoral Training Committee of Technology and Natural Sciences). University of Oulu, Oulu, 2016. p.25.

KUPSKI, L. B. **Análise da aplicabilidade das reações de fenton no tratamento de efluentes de uma Indústria Cosmética por meio de delineamento composto central rotacional**. 2018. 68 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal da Fronteira Sul, Cerro Largo, 2018.

LAKSHMANAN, D., CLIFFORD, D.A., SAMANTA, G. Ferrous and ferric ion generation during iron electrocoagulation. **Environmental Science Technology**. v. 43, p. 3853–3859. 2009.

LEE, C. S; ROBINSON, J.; CHONG, M. F. A review on application of flocculants in wastewater treatment. **Process Safety and Environmental Protection**. n. 92. p. 489-508. 2014.

MACEDO, S. D. W. **Avaliação da sedimentabilidade de lodos ativados de estações de tratamento de efluentes industriais**. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. 2016. 162 f.

MARCHETTI, T. **Tratamento de efluente líquido da indústria de cosméticos com sulfato de alumínio e biopolímero**. Curso de Engenharia Química - Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. Disponível em: <<http://revistaseletronicas.pucrs.br/ojs/index.php/graduacao/article/view/17833>>. Acesso em 09 jun. 2021.

MARCON, A. L. S. **Eficiência no tratamento e controle de efluentes de uma indústria de bebidas**. Monografia (Especialização) - Curso de Gestão e Perícia Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2018.

MARINHO, I. Q. **Tratamento de efluentes da indústria alimentícia**. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2017.

MARTINS, A. L. N. **Estudo da Variação de Concentração de Cloreto de Sódio no Processo Eletrocoagulação Aplicado ao Tratamento de Água**. Monografia - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

MELO, E. D. **Tratabilidade de efluentes de indústrias de cosméticos capilares para redução da toxicidade**. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG, 2016.

MENESES, J. M.; VASCONCELOS, R. F.; FERNANDES, T. F.; ARAÚJO, G. T. Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: investigação dos parâmetros operacionais. **Química Nova**, v. 35, n. 2, p. 235-240, 2012.

MENEZES, I. S.; MENDONÇA, L. C. Avaliação do tratamento preliminar da estação de tratamento de efluentes do campus de São Cristóvão da Universidade Federal de Sergipe. **Scientia Plena**, São Cristóvão, v. 13, n. 10, nov. 2017.

MENON, B. C. **Avaliação do processo de eletrocoagulação associado ao processo oxidativo UV/H₂O₂ aplicados no tratamento de efluente têxtil**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

MIRRE, R. C.; SANTOS, M. S.; AUDEH, D. J. S. A.; COSTA, A. L. H.; PESSOA, F. L. P. **Síntese de sistemas de tratamento final de efluentes industriais na seleção de cenários de reúso de água**. In: XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo.

MÓDENES, A. N.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; YASSUE, P. H.; PORTO, T. M.; THEODORO, P. S. Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Toledo, v. 22, n. 3, p. 571-578, jun. 2017.

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. B114, p. 199 - 210, 2004.

MORAES, G. G.; NETO, J. B. R.; HOTZA, D.; OLIVEIRA, A. P. N.; OLIVEIRA, B. G.; OLIVEIRA, T. M. N. Produção e caracterização de espumas cerâmicas obtidas a partir de lodo de anodização de alumínio. **Quim. Nova**, vol. 35, Santa Catarina, 2012. p. 143-148.

MURARI, G. F.; PENIDO, J.A.; SILVA, H. M.; BAÊTA, B. E. L.; AQUINO, S. F.; LEMOS, S. F.; RODRIGUES, G. D.; MAGESTE, A. B. Use of aqueous two-phase PEGsalt systems for the removal of anionic surfactant from effluents. *Journal of*

Environmental Management, v. 198, p. 43-49, 2017. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.046>.

NOGUEIRA, J. M. B. A.; RIBEIRO, E. A. M.; ROZENO, N. S.; CANOBRE, S. C.; AMARAL, F. A. **Análise da utilização de coagulantes de fontes renováveis no tratamento de efluente de biodiesel**. Simpósio Ambiental. Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia, 2017.

NUNES, E. C. S. **Tratamento de efluente oleoso de unidades marítimas de perfuração de poços de petróleo**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

OKADA, D. Y.; DELFORNO, T. P.; ESTEVES, A. S.; SAKAMOTO, I. K.; DUARTE, I. C. S.; VARESCHE, M. B. A. Optimization of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) degradation in UASB reactors by varying bioavailability of LAS, hydraulic retention time and specific organic load rate. **Bioresourch Technology**, v.128, p. 125 – 133, 2013. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.073>.

OLIVEIRA, G. S. S.; ARAÚJO, C. V. M.; FERNANDES, J. G. S. **Microbiologia de sistemas de lodos ativados e sua relação com o tratamento de 175 efluentes industriais: a experiência da Cetrel**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 14, n. 2, p. 183-192, abr./jun. 2009.

PATRÍCIO, A. R.; VILAS BOAS, R. M. R. P.; GALDINO, M. T. Gerenciamento e tratamento de efluentes líquidos da produção de produtos de laticínios de qualidade superior com dimensionamento de uma estação de tratamento de efluentes a ser implantada em uma indústria localizada em Uberaba-MG, Brasil. **Brazilian Journal Of Development**, v. 7, n. 4, p. 37278-37292, 12 abr. 2021. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv7n4-272>.

PIOVESAN, M. **Tratamento de efluentes industriais utilizando eletrofloculação com eletrodos de alumínio e ferro**. Dissertação (mestrado) – Centro de Ciências Veterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2017.

PUYOL, D.; MONSALVO, V. M.; MOHEDANO, A. F. Cosmetic wastewater treatment by upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, p. 1059-1065, 2011. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.10.014>.

REINEHR, R. C. R. **Otimização da técnica de eletrofloculação via análise de superfície de resposta aplicada ao efluente de uma indústria cosmética**. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal da Fronteira Sul, Cerro Largo, 2017.

REINEHR, R. C. R.; GIORDANNI, P. R.; ALVES, A. A. A.; KLEN, M. R. F.; TONES, A. R. M. Application of the statistical experimental design to optimize the electrocoagulation technology in the treatment of cosmetic industry wastewater. **Desalination and Water Treatment**, v. 138, p. 27–35, 2019. Doi: <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.23282>.

RIBEIRO, Thiago da Silva. **Aspectos fundamentais da remoção de boro contido em efluentes aquosos por eletrocoagulação.** Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Materiais e de Processos Químicos e Metalúrgicos, Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, 2017.

SILVA, B. R. **Monitoramento de parâmetros físico-químicos do efluente de uma indústria de cosméticos e propostas de tratamento.** {Monografia}, Graduação em Engenharia Química, Universidade federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

SILVA, D. M. **Análise e comparação das principais restrições químicas na formulação de cosméticos com base em legislações.** TCC (Graduação) - Curso de Bacharelado em Química, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2017.

SILVA, D. M. L. **Remoção de boro de efluente de indústria de mineração e de efluente sintético por eletrocoagulação utilizando eletrodos de alumínio.** Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2019.

THEODORO, P. S. **Utilização da eletrocoagulação no tratamento de efluentes da indústria galvânica.** Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2010.

TONES, A. R. M. **Tratamento do efluente de Indústria Cosmética por eletrocoagulação em reator eletroquímico cilíndrico em fluxo ascendente contínuo.** Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2020.

VALENTE, G. F. S.; MENDONCA, R. C. S.; PEREIRA, J. A. M. The efficiency of electrocoagulation using aluminum electrodes in treating wastewater from a dairy industry. **Cienc. Rural**, Santa Maria, v. 45, n. 9, p. 1713-1719, 2015.

VEPSÄLÄINEN, M.; PULLIAINEN, M.; SILLANPÄÄ, M. Effect of electrochemical cell structure on natural organic matter (NOM) removal from surface water through electrocoagulation (EC). **Separation and Purification Technology**, v. 99, p. 20-27, 2012.

VITA, N. A., BROHEM, C. A., CANAVEZ, A. D. P. M., OLIVEIRA, C. F. S., KRUGER, O. LORENCINI, M., CARVALHO, C. M. Parameters for assessing the aquatic environmental impact of cosmetic products. **Toxicology letters**, v. 287, p. 70 - 82, 2018.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** v.1. 3. ed. Belo Horizonte. 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Belo Horizonte. Vol.7, 2007, 588 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 4ed. Belo Horizonte, 2014.

WANG, T.; LIN, J.; CHEN, Z.; MEGHARAJ, M.; NAIDU, R. Green synthesized iron nanoparticles by green tea and eucalyptus leaves extracts used for removal of nitrate in aqueous solution. **Journal Of Cleaner Production**, v. 83, p. 413-419, nov. 2014.

YANG, X. *et al.* Highly effective removal of basic fuchsin from aqueous solutions by anionic polyacrylamide/graphene oxide aerogels. **Journal of Colloid and Interface Science**. n. 453. p. 107-114. 2015.

ZHANG, C.; NING, K.; GUO, Y.; CHEN, J.; LIANG, C.; ZHANG, X.; WANG, R.; GUO, L. Cosmetic wastewater treatment by a combined anaerobic/aerobic (ABR+UBAF) biological system. **Desalination and Water Treatment**, p. 1-7, 2013.