



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
CAMPUS CERRO LARGO
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA**

DARLEY WEYH DATTEIN

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR
ELETROCOAGULAÇÃO**

CERRO LARGO

2020

DARLEY WEYH DATTEIN

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO
POR ELETROCOAGULAÇÃO**

Trabalho de conclusão do curso de graduação
apresentado como requisito para obtenção do grau de
Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da
Universidade Federal da Fronteira Sul.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Henrique Borba

Co-orientadora: Me. Daiana Seibert

CERRO LARGO

2020

Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Dattein, Darley Weyh
TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO (LAS) POR
ELETROCOAGULAÇÃO / Darley Weyh Dattein. -- 2020.
49 f.:il.

Orientador: DOUTOR Fernando Henrique Borba
Co-orientadora: MESTRA Daiana Seibert
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) -
Universidade Federal da Fronteira Sul, Curso de
Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária, Cerro
Largo, RS, 2020.

1. ELETROCOAGULAÇÃO. 2. LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO. I. Borba, Fernando Henrique, orient. II.
Seibert, Daiana, co-orient. III. Universidade Federal da
Fronteira Sul. IV. Título.

DARLEY WEYH DATTEIN

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR
ELETROCOAGULAÇÃO**

Trabalho de conclusão do curso de graduação
apresentado como requisito para obtenção do grau de
Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da
Universidade Federal da Fronteira Sul.

Este trabalho de conclusão de curso foi defendido e aprovado pela banca em:

11/12/2020

BANCA EXAMINADORA

Fernando Henrique Borba.

Prof. Dr. Fernando Henrique Borba

Ildemar Mayer

Prof. Dr. Ildemar Mayer

Leandro Pellenz

Me. Leandro Pellenz

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Nátio Dattein e Marieta Weyh Dattein, que nunca mediram esforços durante toda minha caminhada acadêmica, sempre me apoiando e incentivando, na busca por meus objetivos;

À Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) - *Campus* Cerro Largo, por proporcionar a oportunidade de formação acadêmica de maneira gratuita e qualificada;

A todos os servidores da UFFS, que direta ou indiretamente me auxiliaram neste processo;

Ao orientador Prof. Dr. Fernando Henrique Borba e à co-orientadora Me. Daiana Seibert, pela ótima orientação no projeto de TCC, disponibilidade de tempo, engajamento, repasse de conhecimento, paciência e companheirismo, me auxiliando de forma clara e eficaz;

Ao colega Gustavo Kuhn Kreutz, pelo auxílio fundamental em todo o projeto;

À colega Camila Zorzo, pela ajuda necessária para o êxito do projeto;

RESUMO

Mundialmente os aterros sanitários configuram o principal destino de resíduos sólidos urbanos. Nestes ocorre a degradação dos resíduos aterrados a partir de processos físicos, químicos e biológicos, originando o Lixiviado de Aterro Sanitário (LAS), caracterizado por conter compostos refratários, não biodegradáveis e contaminantes emergentes, que possuem elevado poder de contaminação de corpos hídricos, podendo gerar impactos como eutrofização, salinização, acidificação, destruição da flora/fauna aquática entre outros.

Processos convencionais possuem eficiência limitada na remoção destes contaminantes e, na busca em aperfeiçoar métodos eficazes, este projeto apresenta um novo modelo de reator a ser utilizado no processo de Eletrocoagulação (EC), onde os eletrodos foram dispostos no reator em forma de chicanas, aumentando assim o tempo de detenção hidráulica. Testes preliminares realizados no novo modelo de reator de EC apresentaram resultados de aproximadamente 50% e 80% na remoção de Compostos Aromáticos derivados do benzeno (Abs 254 nm) e da Cor (mg Pt Co.L^{-1}), respectivamente, em 63 minutos de processo, a partir do sistema híbrido testado anteriormente, sob as condições experimentais: pH inicial – 6,5; Intensidade de Corrente - 17 (A); DC – 12,45 (A m^{-2}); Distância entre eletrodos - 2 (cm); Vazão – 700 (ml min^{-1}); Volume de LAS processado - 4,5 (L). Visando maximizar a eficiência do processo de EC no novo reator, foi realizado um planejamento experimental do tipo DCCR, baseado nos dados obtidos através dos testes preliminares. Para os testes experimentais do Delineamento Central Rotacional (DCCR), foram avaliadas a Intensidade de Corrente, variando entre 7,3 A e 18,6 A e pH da solução, variando entre 3,8 e 8,1, em 63 min de eletrólise. Os resultados obtidos revelam as porcentagens de remoções dos Compostos Aromáticos derivados do benzeno e da Cor, variando de 0 a 76% e 2,7 a 98,9%, respectivamente. Dentro dos estudos realizados, destaca-se a possível influência significativa dos parâmetros Intensidade de Corrente e pH da solução, e a eficiência do novo modelo de reator apresentado para o processo de tratamento de LAS por EC. Resultados positivos gerados podem possibilitar a derivação da técnica para uma escala piloto, utilizando-a em pré ou pós tratamentos de LAS, tendendo a minimização de impactos causados pelos contaminantes presentes neste efluente.

Palavras-chave: Lixiviado de aterro sanitário; Contaminantes emergentes; Eletrocoagulação;

ABSTRACT

Sanitary landfill sites are widely used to dispose urban solid waste. In the sanitary landfills the urban solid waste overcome degradation by different methods, such as physical, chemical, and biological, originating the Landfill Leachate (LL). LL is characterized by containing refractory, non-biodegradable compounds, and emerging contaminants, which present a high potential to impact water sources generating problems such as eutrophication, salinization, acidification, destruction of aquatic flora / fauna, among others. Conventional treatment processes used to present a limited efficiency in removing the pollutants from LL. Thus, aiming to reach an efficient method to be applied for landfill leachate treatment, this work presents a newly Electro-Coagulation (EC) reactor, designed with electrodes in the baffles form, increasing the hydraulic detention time. Then preliminary tests using the new designed EC reactor were performed, providing 50% of Aromatic Compounds derived from benzene (Abs 254 nm) and 80% of Color (Pt Co mg L⁻¹) within 63 min of electrolysis, under the following operational conditions: initial pH of 6.5; current Intensity of 17 (A); current density (CD) of 12.45 (A m⁻²); 2 cm of electrode gap; flow rate of 700 (ml min⁻¹); landfill leachate processed volume of 4.5 L. Aiming to increase the EC process efficiency an experimental design based on data obtained in the preliminary tests was performed. For the experimental design tests of the Central Rotational Design (CRD) the Current Intensity ranged from 7.3 and 18.6 and the solution pH varied between 3.8 and 8.1 within 63 min of electrolysis. The removal rates of Aromatic Compounds derived from benzene (Abs 254 nm) and color (Pt Co mg L⁻¹), obtained by the experimental design varied from 0 to 76% and 2.7 to 98.9%, respectively. From these results, the influence of current Intensity and solution pH was highlighted, as well as the efficiency of the newly designed EC reactor for the LL treatment. The positive results may make possible the scale-up of the EC reactor, presenting the alternative to be used as a pre or post-treatment of LL, decreasing the environmental impacts posed by LL.

Keywords: Sanitary Landfill Leachate; Contaminants of Emerging Concern; Electro-Coagulation.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1- Esquema dos mecanismos de remoção de poluentes por tecnologias de EC..... | 23 |
| Figura 2 - Reator utilizado para o processo de EC. | 30 |
| Figura 3 - Desenho esquemático do protótipo..... | 31 |
| Figura 4 - Esquema do reator colmeia. | 34 |
| Figura 5 - Remoção (%) Abs 254 nm e Cor (mg Pt-Co L ⁻¹) em função do tempo de EC. | 34 |
| Figura 6 - Remoção (%) Compostos aromáticos (254 nm) e Cor (mg Pt-Co L ⁻¹)..... | 35 |
| Figura 7 - Gráficos de Pareto dos efeitos lineares, quadráticos e sua interação linear | 38 |
| Figura 8 - Superfícies de resposta 3D. | 39 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 - Características dos lixiviados brutos de aterros sanitários no mundo..... | 16 |
| Tabela 2 - Parâmetros físico-químicos do processo de EC..... | 28 |
| Tabela 3 - Caracterização bruta do LAS..... | 32 |
| Tabela 4 - Dados experimentais do DCCR em 63 min de EC..... | 36 |
| Tabela 5 - Teste anova two-way..... | 37 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

Abs - Absorbância

ANA - Agência Nacional de Águas

CIE - Contaminantes de Interesse Emergente

CRVR - Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos

CT - Carbono Total

DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DC - Densidade de Corrente

DCCR - Delineamento Composto Central Rotacional

BDO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO - Demanda Química de Oxigênio

EC - Eletrocoagulação

EDCs - Compostos Desreguladores Endócrinos

ETA - Estação de Tratamento de Água

ETE - Estação de Tratamento de Esgoto

LAS - Lixiviado de Aterro Sanitário

PCPs - Produtos de Cuidado Pessoal

PhACs - Produtos Farmacêuticos

RSU - Resíduo Sólido Urbano

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO | 11 |
| 1.1 OBJETIVOS | 12 |
| 1.1.1 Objetivo geral | 12 |
| 1.1.2 Objetivos específicos..... | 12 |
| 1.2 JUSTIFICATIVA..... | 12 |
| 2 REFERENCIAL TEÓRICO | 13 |
| 2.1 ÁGUAS SUPERFICIAIS, SUBTERRÂNEAS E DISPONIBILIDADE HÍDRICA | 13 |
| 2.2 CONTAMINANTES EMERGENTES | 13 |
| 2.3 CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR LAS | 14 |
| 2.4 CARACTERIZAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE ATERROS SANITÁRIOS NO MUNDO | 15 |
| 2.5 PROCESSOS CONVENCIONAIS NO TRATAMENTO DE LAS | 17 |
| 2.5.1 Tratamento Biológico..... | 17 |
| 2.5.2 Tratamentos Físico-Químicos | 18 |
| 2.5.2.1 Coagulação..... | 18 |
| 2.5.2.2 Floculação | 20 |
| 2.5.2.3 Flotação..... | 22 |
| 2.5.2.4 Eletrocoagulação | 22 |
| 2.5.2.5 Tratamento de LAS por EC..... | 24 |
| 2.5.2.5.1 Efeito do pH..... | 25 |
| 2.5.2.5.2 Intensidade de Corrente | 26 |
| 2.5.2.5.3 Condutividade..... | 26 |
| 2.5.2.5.4 Distância entre eletrodos | 28 |
| 3 METODOLOGIA | 29 |
| 3.1 AMOSTRAS, REAGENTES E SOLVENTES | 29 |
| 3.2 DETERMINAÇÕES DOS PARÂMETROS FÍSICO – QUÍMICOS..... | 29 |
| 3.5 PROTÓTIPO (REATOR DE ELETROCOAGULAÇÃO)..... | 30 |
| 3.4 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL | 31 |
| 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES | 32 |
| 4.1 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS DE LAS BRUTO..... | 32 |
| 4.2 TESTES PRELIMINARES DO PROCESSO EC | 33 |
| 4.2.1 Estudo do material dos eletrodos..... | 33 |
| 4.2.2 Testes no reator de EC | 35 |
| 5 CONCLUSÃO | 40 |
| 6 REFERÊNCIAS | 42 |

1 INTRODUÇÃO

Com o crescimento populacional, aumento das tecnologias utilizadas e industrialização de produtos, a produção de resíduos sólidos cresce de maneira elevada. O acondicionamento e o tratamento desses resíduos, se não feitos de forma correta, provocam impactos negativos significativos no meio ambiente. Uma das formas mais utilizadas para o destino final dos resíduos sólidos são os chamados aterros sanitários, onde ocorre a decomposição por processos físicos, químicos e biológicos. Porém, estes aterros sanitários produzem gases e Lixiviado de Aterro Sanitário (LAS), formando subprodutos com altos índices de compostos refratários não biodegradáveis e contaminantes emergentes, que possuem elevado poder de contaminação de corpos hídricos (SEIBERT et al., 2019).

Dentre as características do LAS, pode se destacar a elevada toxicidade e baixa fração de biodegradabilidade. Em sua composição, o LAS possui matéria orgânica predominantemente dissolvida, como por exemplo compostos refratários, ácidos húmicos e fúlvicos; micropoluentes inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos (BORBA et al., 2019). Para minimizar os impactos causados por esses poluentes, busca-se métodos de tratamento eficazes, que possam alterar as características do poluente antes do contato com os corpos hídricos.

Os processos de tratamento de LAS consistem em mecanismos que devem apresentar alta eficiência na degradação, mineralização de poluentes refratários e recalcitrantes e aumento na fração de biodegradabilidade dos compostos (BORBA et al., 2019; SEIBERT et al., 2019). Nesse sentido, pode se destacar o processo de eletrocoagulação, processo eficaz para a remoção de coloides, sólidos em suspensão e outros compostos de alto peso molecular. Dentre as alternativas de tratamento, a eletrocoagulação (EC) pode apresentar vantagens frente aos processos convencionais. A EC consiste basicamente em aplicar uma diferença de potencial no LAS, formando coagulantes *in situ* capazes de aglomerar coloides e gerar hidróxidos metálicos insolúveis, nos quais a matéria orgânica pode ser precipitada ou flotada (DIA et al., 2017).

No processo de tratamento de efluentes por coagulação, onde ocorre adição de agente coagulante, o reator está disposto em forma de chicanas, para assim aumentar o tempo de detenção hidráulica do efluente. A partir disso, surgiu a ideia de utilizar essa forma de reator no processo de EC, onde os próprios eletrodos que são responsáveis pela desestabilização da

matéria orgânica e pela liberação de agentes coagulantes se tornam as chicanas, aumentando o tempo de detenção hidráulica do LAS no reator.

Para que o processo ocorra de forma eficiente, é necessário o controle de parâmetros, onde se destaca a intensidade da corrente aplicada, o pH, a condutividade do lixiviado, a densidade de corrente e a distância entre eletrodos, fatores que interferem no desempenho do processo. Neste sentido, o presente trabalho visa realizar a remoção de poluentes orgânicos de LAS através da aplicação de um processo de EC onde as condições operacionais serão controladas e estudadas a fim de obter elevadas taxas de remoção de compostos orgânicos do LAS.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

- Avaliar a remoção de poluentes do LAS por processo de Eletrocoagulação;

1.1.2 Objetivos específicos

- Caracterização química e física do LAS;
- Avaliar o comportamento do processo EC utilizando eletrodos híbridos (Fe e Al);
- Desenvolver e aplicar um protótipo em escala reduzida para identificar as melhores condições experimentais do processo de EC na remoção de poluentes;
- Realizar um Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) para encontrar as condições operacionais ótimas do reator de EC;

1.2 JUSTIFICATIVA

Estudos apontam que tratamentos convencionais de LAS não são totalmente eficazes quanto à remoção de contaminantes emergentes, mineralização de poluentes refratários, recalcitrantes e aumento na fração de biodegradabilidade dos compostos. Devido a isso, é necessário o aprimoramento em técnicas que possuem este potencial de remoção, como a EC. Analisar seus parâmetros, seu comportamento na remoção de poluentes e as melhores condições experimentais é um passo para aprofundar o conhecimento nesse processo e aperfeiçoá-lo (BAIJU et al., 2018; BORBA et al., 2019; GAO et al., 2015; KURNIAWAN; LO; CHAN, 2006; LI et al., 2013; RENOU et al., 2008; SEIBERT et al., 2019).

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 ÁGUAS SUPERFICIAIS, SUBTERRÂNEAS E DISPONIBILIDADE HÍDRICA

Conhecendo a disponibilidade hídrica do planeta e, sabendo que a água doce está restrita a apenas 2,5 % de todo o manancial, percebe-se a importância desse recurso para a vida terrestre. Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA), [s.d.], dos 2,5% de água doce, a maior parte (69%) é de difícil acesso, pois está concentrada nas geleiras, 30% são águas subterrâneas (armazenadas em aquíferos) e 1% encontra-se nos rios.

O ciclo hidrológico, em termos globais, é considerado um ciclo fechado, pois a quantidade de água disponível no planeta se mantém constante ao longo do tempo (SILVA; CALHEIROS, 2015). Evidenciando a irregularidade da distribuição tanto das águas subterrâneas quanto das superficiais, ressalta-se a importância de conhecer as características dessas águas, tendo como referência a sua necessidade no abastecimento público, agricultura, piscicultura, indústria e demais setores da sociedade. Na esfera municipal, estadual ou federal, leva-se em consideração dois importantes aspectos das águas na gestão de recursos hídricos: qualidade e quantidade (BARISON, 2015).

Visando a qualidade da água, segundo estudos, a preocupação recente se direciona a presença de contaminantes emergentes nos corpos d'água. Dentre as fontes, pode se incluir a deposição atmosférica, lixiviação de compostos do solo, drenagem pluvial em áreas rurais e urbanas, entre outros (MACHADO et al., 2016). Neste sentido, destaca-se o LAS, que se apresenta como um contaminante com elevado potencial poluidor, devido a sua grande carga de matéria orgânica e inorgânica. O destino incorreto desse efluente pode se tornar uma fonte potencial de contaminação do solo, nas águas superficiais e subterrâneas (ATMACA, 2009).

2.2 CONTAMINANTES EMERGENTES

Nos últimos anos, estudos sobre as características das águas residuais têm chamado a atenção para a ocorrência ambiental de uma variedade de compostos recentemente identificados de origem antropogênica: os poluentes orgânicos não regulados, conhecidos como poluentes emergentes. Com o avanço da tecnologia, os métodos analíticos detectaram esses poluentes que são caracterizados por apresentarem risco apreensível, provável ou real para a saúde humana e o meio ambiente (GOGOI et al., 2018).

Estes poluentes podem ser de origem industrial ou de águas residuais municipais (domésticas), agrícolas, hospitalares ou de laboratório. Em grande parte, os compostos em questão são derivados de três grandes categorias: Produtos farmacêuticos (PhACs); Produtos de Cuidado Pessoal (PCPs) e Compostos desreguladores endócrinos (EDCs) (GOGOI et al., 2018).

STARLING; AMORIM; LEÃO, (2019), a partir de dados coletados no Brasil ao longo de anos sobre contaminantes de interesse emergente (CIE), pode contrastá-los com a contaminação em outros países. Segundo VON SPERLING e PERRONI (2016), apenas 54% do total de esgoto gerado é coletado no Brasil e apenas 70% dessa quantidade é tratada. Países em desenvolvimento como México, Argentina, Colômbia e Índia, respectivamente, apenas 46%, 25%, 15% e 30% das águas residuais urbanas geradas são tratadas com segurança.

Outra preocupação quanto a contaminação de águas destinadas ao abastecimento público está associada a percolação e lixiviação de LAS, visto que este efluente apresenta uma gama diversificada de poluentes incluindo CIE tais como fármacos, agroquímicos, EDCs, metais pesados, além do elevado conteúdo orgânico (KHALIL et al., 2018; PESCI PEREIRA et al., 2018; SEIBERT et al., 2019).

2.3 CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR LAS

Após a coleta, os resíduos sólidos urbanos (RSU) de diferentes locais são encaminhados para aterros sanitários. Estes, por sua vez, são submetidos naturalmente a infiltração e percolação, através da chuva, águas subterrâneas e águas de inundação, gerando o LAS (BADERNA et al., 2011). É importante ressaltar que os aterros sanitários contam com estruturas adequadas para o recebimento do RSU, tais como impermeabilização de base e talude, e coleta de efluentes líquidos e gasosos (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), 1992).

Combinando processos físicos, químicos e microbianos nesses resíduos, a água em percolação absorve os poluentes gerados, que são prejudiciais a receptores ambientais. A partir de pesquisas, observou-se que pequenas quantidades de lixiviado podem poluir grandes volumes de água subterrânea, tornando-as inutilizáveis para uso doméstico e para muitos outros fins (BADERNA et al., 2011).

Dentre os métodos de tratamento mais empregados, nas Estações de Tratamento de Efluentes (ETE), e Estações de Tratamento de Água (ETA), os contaminantes emergentes não

são completamente removidos. Estudos indicam que mesmo em países desenvolvidos, esses contaminantes são encontrados em rios, lagos e até em água potável (MACHADO et al., 2016). Apesar de tratamentos eficientes, o lixiviado possui elevado peso molecular. Mesmo com a eficiente remoção de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) por processos biológicos, a quantidade de materiais orgânicos no lixiviado ainda é alta (ATMACA, 2009).

Conforme o estágio de degradação, tipo de resíduo, tecnologia utilizada e condições climáticas do local ocorre a variação na composição do lixiviado entre os aterros (BADERNA et al., 2011). Após a degradação, ocorre a dispersão e difusão do lixiviado nas águas subterrâneas caso ocorram possíveis falhas no sistema de impermeabilização; esses processos dependem das propriedades físicas e químicas dos resíduos sólidos urbanos (RSU), que são resultantes da atividade doméstica e comercial dos centros urbanos, e podem ser classificados em matéria orgânica (restos de comida), papel e papelão (jornais, revistas, caixas e embalagens), vidro (garrafas, frascos e copos), metais (latas) e outros (roupas e resíduos de eletrodomésticos) (MISHRA et al., 2019).

Segundo (BORBA et al., 2019), o lixiviado de aterro sanitário tem como principais características a alta toxicidade e baixa fração de biodegradabilidade. Para enfrentar corretamente esse problema, é de extrema necessidade um entendimento da composição de lixiviados e de processos de tratamento com eficiência necessária, visando a minimização dos impactos a longo prazo (BADERNA et al., 2011).

2.4 CARACTERIZAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE ATERROS SANITÁRIOS NO MUNDO

As características físico-químicas do LAS variam de acordo com vários fatores, como a composição dos resíduos sólidos, o tempo de detenção do resíduo na célula, a temperatura, a umidade e o oxigênio disponível, por exemplo. Em regiões climáticas variadas, a qualidade do LAS, mesmo com tipos de resíduos semelhantes, pode ser diferente (NAVEEN et al., 2017).

A Tabela 1 apresenta parâmetros de variados aterros sanitários, a partir de dados coletados em artigos publicados.

Tabela 1 - Características dos lixiviados brutos de aterros sanitários no mundo.

| Parâmetro | Unidade | Referência | | | | | |
|-----------------------|-----------------------------------|---------------------|-------------------|----------------------|-----------------------|-----------------------|-------------------------|
| | | Borba et al. (2019) | Dia et al. (2017) | Naveen et al. (2017) | Pellenz et al. (2020) | Seibert et al. (2019) | Xu; Iskander; He (2020) |
| DBO ₅ | mg O ₂ L ⁻¹ | 805 ± 24 | 460 ± 27,6 | 1500 ± 9 | 1592,5 ± 47 | 451 ± 18 | – |
| DQO | mg O ₂ L ⁻¹ | 3324 ± 99 | 1619 ± 49 | 10400 ± 52 | 6924 ± 95 | 2441 ± 73 | 44900 ± 700 |
| DBO ₅ /DQO | – | 0,28 | 0,29 | 0,14 | 0,23 | 0,18 | – |
| pH | – | 8 ± 0,48 | 7,83 ± 0,17 | 7,4 ± 0,37 | 7,8 ± 0,3 | 7,5 ± 0,3 | 6,44 ± 0,08 |
| Condutividade | ms cm ⁻¹ | 0,022 ± 0,001 | 5,29 ± 0,32 | 4,12 ± 0,21 | 0,023 ± 0,001 | 0,021 ± 0,001 | 37,2 ± 0,1 |
| CT | mg C L ⁻¹ | 1390 ± 83 | – | – | 4732,1 ± 112 | 2225 ± 133 | 14900 ± 700 |
| Turbidez | NTU | 92 ± 3,4 | 178,75 ± 10,7 | – | 102,3 ± 4 | 81 ± 3 | – |
| Ferro | mg L ⁻¹ | 15 ± 0,6 | 24,74 ± 1,48 | 11,16 ± 0,56 | – | 11,29 ± 0,45 | – |
| Alcalinidade | mg L ⁻¹ | – | 4301 ± 1067 | 11200 ± 67,2 | – | – | – |
| Abs 254 nm | au | 1,47 ± 0,1 | – | – | 1,343 ± 0,08 | 1,672 ± 0,1 | – |
| N - NH ₃ | mg L ⁻¹ | – | 635 ± 38 | 1803 ± 12,61 | – | – | 2000 ± 100 |
| País | – | Brasil | Canadá | Índia | Brasil | Brasil | EUA |

Fonte: Autores

Como já descrito anteriormente, as características físico-químicas do lixiviado variam ao longo da vida de um aterro sanitário e, portanto, a sua idade tem um efeito significativo na composição dos lixiviados. A relação DBO₅/DQO indica a idade do aterro sanitário e as mudanças dos compostos biodegradáveis no lixiviado (HUI, 2005; NAVEEN et al., 2017).

Os baixos valores de DBO₅/DQO apresentados na Tabela 1 indicam baixa biodegradabilidade do lixiviado, caracterizando os aterros em um estado avançado de estabilização, ou seja, os lixiviados se apresentam em alta condição de oxidação (AMARAL et al., 2008).

Substâncias não biodegradáveis também possuem características de recalcitrância do lixiviado, que ocorre em aterros antigos, e que pode ser medida através da relação DBO₅ / DQO. Em aterros sanitários, a recalcitrância está associada à presença de compostos de elevada massa molecular com estruturas muito complexas como as substâncias húmicas, que incapacitam a ação dos microrganismos, principais agentes no processo de degradação (KANG; SHIN; PARK, 2002; MILLOT et al., 1987).

PELLENZ et al., (2020) afirma que os altos valores de DBO₅, DQO, CT e compostos aromáticos no lixiviado evidenciam a presença de compostos orgânicos húmicos e fúlvicos. A decomposição bioquímica de resíduos e o processo de dissolução que ocorre no aterro promovem a presença de cátions e ânions no lixiviado, como potássio, sódio, cloreto, nitrato, sulfato e amônio, o que pode justificar a alta condutividade presente.

Outro parâmetro fundamental a ser considerado é presença do nitrogênio amoniacal, pois a sua elevada concentração pode ser tóxica e inibidora de processos biológicos de tratamento do lixiviados. Sem uma remoção eficiente, efluentes descartados em cursos d'água podem estimular o crescimento de algas, serem tóxicos à biota do ecossistema aquático e diminuir a concentração e oxigênio dissolvido (FERREIRA, 2014).

Sendo assim, fica evidente que LAS não podem ser descartados no meio ambientes sem antes receberem o devido tratamento prévio. Portanto, diferentes técnicas são estudadas e aplicadas ao tratamento de LAS.

2.5 PROCESSOS CONVENCIONAIS NO TRATAMENTO DE LAS

2.5.1 Tratamento Biológico

Este tratamento consiste na biodegradação realizada por microrganismos, que são capazes de degradar compostos orgânicos em dióxido de carbono e lodo (condições aeróbias) e biogás (anaeróbias). Geralmente utilizado em lixiviados com altas concentrações de DBO_5 , é um processo confiável e com alto custo-benefício. A eficácia do processo aumenta quando a relação DBO_5/DQO tem um valor elevado ($>0,5$) e diminui ao longo do tempo, devido ao aumento de compostos refratários, como ácidos húmicos e fúlvicos (PENG, 2017). O tratamento biológico pode ser dividido em dois processos: aeróbico e anaeróbico.

O processo anaeróbico é baseado em biomassa de crescimento suspenso, como lagoas aeradas e lodo ativado. Permite a redução parcial dos poluentes orgânicos biodegradáveis e a nitrificação do nitrogênio amoniacal (RENOU et al., 2008). As lagoas aeradas são caracterizadas pelo seu baixo custo de operação e manutenção. Utilizadas para a remoção de patógenos, matérias orgânicas e inorgânicas. Em aterros sanitários, remoções totais de N, P e Fe, conforme estudos, foram superiores a 70 % para o lixiviado diluído; foi alcançada a redução de 55-64% da DQO e 80-88% do fenol. Como aspecto negativo, as lagoas podem não atender aos requisitos de remoção de poluentes impostos; vale ressaltar também a dependência da temperatura da lagoa, que limita a atividade microbiana (RENOU et al., 2008).

O lodo ativado consiste em um tratamento biológico intensivo, onde as bactérias são suspensas em um tanque e continuamente aeradas, com o tempo de retenção hidráulica variando de 5 a 36h (PETROVIC; PÉREZ; BARCELO, 2013). Geralmente aplicados para

efluentes domésticos e tratamento de lixiviados, mostram eficácia para a remoção de carbono orgânico, nutrientes e conteúdo de amônia. Porém, apresentam algumas desvantagens, tais como: sedimentação inadequada de lodo e necessidade de tempos de aeração mais longos; alta demanda de energia e excesso de produção de lodo e inibição microbiana devido à alta resistência ao nitrogênio amoniacal (RENOU et al., 2008).

O processo de digestão anaeróbia é utilizado para finalizar o processo de tratamento, sendo utilizada para tratar efluentes orgânicos de alta resistência, como lixiviados. Este processo se difere do tratamento aeróbico, pois a digestão anaeróbica conserva a energia e produz poucos sólidos, mas sofre baixas taxas de reação. Além disso, é possível utilizar o CH₄ produzido para aquecer o digestor, que em condições favoráveis funciona a 35 °C (RENOU et al., 2008)

2.5.2 Tratamentos Físico-Químicos

Os processos físicos e químicos se caracterizam pela remoção de sólidos suspensos, partículas coloidais, material flutuante, cor e compostos tóxicos. Em aterros sanitários esses processos são utilizados na linha de pré-tratamento, ou para tratamento de poluentes específicos (RENOU et al., 2008). Dentre vários métodos, pode se citar a coagulação, a floculação e a flotação.

2.5.2.1 Coagulação

A coagulação é um processo eficaz no tratamento de lixiviados estabilizados e de antigos aterros, utilizada na etapa final do tratamento para remover a matéria orgânica não biodegradável. Como coagulantes, são utilizados geralmente sulfato de alumínio, sulfato ferroso, cloreto férrico e cloro-sulfato férrico (RENOU et al., 2008).

De forma lenta, ocorre a adição de coagulante ao efluente e acontece a hidrolização e a agregação, formando compostos com íons positivos. Em sua superfície, as partículas coloidais em suspensão possuem cargas negativas, e são desestabilizadas por estes íons formados, reduzindo assim o potencial zeta até próximo a zero, o que permite a aglomeração das partículas e conseqüentemente a formação de flocos (ROEHRIS, 2007).

A coagulação é baseada na formação e agregação de um sistema coloidal, aprimorada pelos agentes coagulantes. A formação de um agregado depende das forças de interação de

Van der Waals, que atraem os íons de carga semelhante, e forças de dupla camada, que os repulsam. Para formar o agregado, a força atrativa precisa superar a força repulsiva. O potencial zeta é reduzido a um nível abaixo das forças atrativas de Van de Waals, por íons ou coloides de carga contrária e pela adição de cátions com altas valências, que abaixam a carga da partícula e diminuem a distância efetiva da dupla camada (GARCIA-SEGURA et al., 2017).

DI BERNARDO; DANTAS (2006) considera que a coagulação resulta da ação de quatro mecanismos distintos, que atuam de forma conjunta ou individual: I - Compressão da dupla camada elétrica (camada difusa); II - Adsorção e neutralização; III - Varredura; IV - Adsorção e Formação de Pontes;

I - Compressão da dupla camada elétrica (camada difusa)

Ao introduzir em um sistema coloidal um eletrólito sem característica de hidrólise ou de adsorção, ocorre o aumento na densidade de cargas na camada difusa e a diminuição da influência das partículas, promovendo a coagulação por compressão na camada difusa. Para se manter eletricamente neutra, a camada difusa tem seu volume reduzido, onde as forças de Van der Waals são dominantes e eliminam a estabilização eletrostática. Para acontecer a coagulação, a quantidade de eletrólitos independe da concentração de coloides no efluente e, para qualquer quantidade adicionada, as cargas das partículas coloidais passam a serem positivas e se torna impossível a sua reversão.

II - Adsorção e neutralização

As interações entre coagulante-coloide, coagulante-solvente e coloide-solvente promovem a desestabilização de uma dispersão coloidal. Os cátions, após a dissolução do coagulante, neutralizam a carga negativa do coloide, antes da formação visível do floco. Nesta fase, a agitação é rápida e efetiva e microflocos são formados. Esses microflocos, que também neutralizam e cobrem as partículas coloidais, retêm a carga positiva na faixa ácida devido à adsorção de H^+ .

As partículas coloidais promovem o processo de adsorção de diversas espécies químicas em sua superfície, desestabilizando as que possuem carga contrária pela ação de coagulante, que possui dosagens bem inferiores a dupla camada. O mecanismo de adsorção e neutralização de cargas ocorre nas seguintes condições: concentrações de aproximadamente 0

a 30 mg L⁻¹ e pH entre 4,5 e 5,5 (CAMPOS; DI BERNARDO; VIEIRA, 2005; FURLAN, 2008).

III - Varredura

A formação de precipitados do tipo Al(OH)₃ ou Fe(OH)₃ pode ocorrer na solução, conforme a quantidade de coagulante adicionada e o pH da mistura. Nesse mecanismo, as dosagens de sulfato de alumínio e o pH são elevadas, o que acarreta no excesso de precipitados de alumínio ou de ferro, onde os poluentes ficam adsorvidos.

Quando adicionado um coagulante em excesso que possui elevado volume e peso molecular, ocorre processo de varredura que resulta na formação de hidróxidos de metal. Estes hidróxidos são precipitados e, durante a sua formação, arrastam os contaminantes coloidais (KNEVITZ, 2009; LETTERMAN, 1999).

De acordo com a literatura, obtêm-se uma remoção mais elevada de cor, turbidez e compostos com absorção em 254 nm na região de varredura, devido às características dos flocos formados, sendo estes maiores e possuem maiores velocidades de sedimentação, facilitando o processo de decantação. O mecanismo de varredura predomina na faixa de pH compreendida entre 6 e 8, e concentração de sulfato de alumínio superior a 10 mg L⁻¹ (CAMPOS; DI BERNARDO; VIEIRA, 2005; DI BERNARDO; DANTAS, 2006; KONRADT-MORAES, 2009).

IV - Adsorção e Formação de Pontes

Esse mecanismo é caracterizado por envolver o uso de polímeros de grandes cadeias moleculares, com massa molar maior que 10⁶, utilizados como coagulantes. Esses polímeros servem de ponte entre a superfície à qual estão aderidos e outras partículas.

As ligações químicas do tipo ligações de hidrogênio ou similares permitem a formação de flocos, por meio das atrações eletrostáticas entre as partículas das impurezas, desequilibradas eletricamente; sua existência também permite a estabilidade de todas as partículas presentes no efluente (FRANCO, 2010; RAMOS, 2005).

2.5.2.2 Floculação

Na floculação ocorre o agrupamento e a compactação dos flocos formados na coagulação. A partir de uma agitação lenta, criam-se gradientes de velocidade que causam

turbulência capaz de provocar choques ou colisões entre os coágulos formados, partículas em suspensão e coloides. A floculação possui vários fatores que interferem no processo, como pH, alcalinidade, tamanho, concentração e fração de volume de partículas, assim como o tipo de reator e a variação na intensidade da turbulência. A agitação fornecida durante a floculação deve criar gradientes de velocidade que não promovam divisões das partículas, a partir de tensões cisalhantes superiores as admissíveis pelo material coagulado. Desse modo, os flocos formados poderão ser separados na decantação, flotação ou filtração (PAVANELLI, 2001; ROEHRS, 2007).

Conforme LIBÂNIO (2010) para promover o transporte das partículas desestabilizadas, formação e crescimento dos flocos, o processo de floculação envolve os seguintes mecanismos: I - Movimento Browniano das partículas; II - Gradientes de velocidade médio e tempo de residência

I - Movimento Browniano das partículas

Esse movimento pode ser caracterizado pelo fato de que as partículas coloidais são dotadas de movimento irregular, desordenado e caótico. Assim, os coloides são “bombardeados” pelas moléculas do líquido, adquirindo a mesma energia cinética.

Denominada como floculação pericinética, nesta fase os coloides desestabilizados se colidem e se aglomeram, formando assim pequenos flocos com dimensões inferiores a 1 µm. Decorrentes do movimento Browniano e da gravidade, são gerados na mistura rápida.

II - Gradientes de velocidade médio e tempo de residência

Estudos demonstram que o gradiente de velocidade médio de floculação e o tempo de residência são os principais parâmetros no projeto e fatores que interferem na floculação. Esses parâmetros estão relacionados à densidade e o tamanho do floco formado, reduzindo a turbidez e a cor do efluente nesta etapa do processo.

Quando a floculação é realizada com gradiente de velocidade decrescente ao longo do tempo, há melhoria na qualidade do efluente. No começo do processo há um alto índice de dispersão das partículas no efluente, e assim se faz necessário o emprego de valores de gradiente de velocidade altos para promover o aumento de contato das partículas previamente desestabilizadas para a formação de flocos. Porém, o gradiente deve ser reduzido durante o processo para evitar que os flocos formados não sofram ruptura.

Conforme ARGAMAN; KAUFMAN (1970), para um dado tempo de floculação, a eficiência cresce quase linearmente com o gradiente de velocidade até um valor máximo. Após isto, qualquer adição de velocidade faz diminuir a eficiência. Existe um tempo de residência mínimo para uma eficiência dada, e o gradiente de velocidade associado a esse tempo constitui um valor ótimo, e qualquer outro valor de velocidade, maior ou menor, dará uma eficiência menor.

2.5.2.3 Flotação

A flotação é um processo utilizado ao longo dos anos para a diminuição de coloides, íons, macromoléculas, microrganismos e fibras. Após investigação, TATSI et al. (2003) utilizaram o processo de flotação em um modelo, como uma de etapa pós-tratamento para remover ácidos húmicos residuais (compostos não biodegradáveis) de lixiviados simulados em aterros sanitários. Sob condições otimizadas, foi alcançada quase 60% de remoção de ácidos húmicos.

No processo de flotação por ar dissolvido, o resíduo é carregado por microbolhas, que são injetadas no fundo do reator, onde ocorre a suspensão do material particulado e/ou coagulado. Com os resíduos na superfície do reator, é possível promover a remoção por processos físicos com raspagem e sucção (CRESPILHO; SANTANA; REZENDE, 2004).

2.5.2.4 Eletrocoagulação

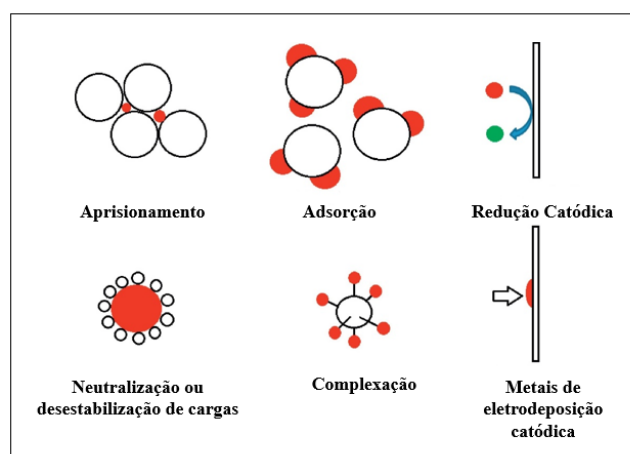
O processo de EC consiste em um método eletroquímico utilizado para remoção de sólidos em suspensão, microrganismos nocivos, material coloidal e metais, além de outros sólidos dissolvidos em águas residuais e demais efluentes. O tratamento pode ser dividido em 3 etapas específicas: formação de coagulantes por oxidação eletrolítica do eletrodo de sacrifício; desestabilização dos contaminantes e suspensão de partículas; quebra de emulsões e agregação das fases desestabilizadas para formar flocos. Durante a operação, uma corrente direta é aplicada em placas de eletrodos, e a partir do sacrifício destas placas ocorre a liberação de íons metálicos para a solução, que promovem o processo de coagulação e a desestabilização da matéria orgânica (CAN; BAYRAMOGLU; KOBYA, 2003; GARCIA-SEGURA et al., 2017).

GARCIA-SEGURA et al., (2017) reuniu a abordagem de vários autores, considerando as características do processo de EC e apresentou suas vantagens:

- Separação da matéria orgânica de forma mais eficaz e rápida, comparada à coagulação convencional;
- O controle do pH não é necessário, com exceção de valores extremos;
- Os coagulantes são gerados *in situ* e, portanto, íons de cloreto ou de sulfato não são adicionados à solução, eliminando os ânions competitivos e permitindo uma remoção máxima no processo de adsorção;
- O coagulante eletro-gerado melhora a remoção de poluentes e assim é necessária uma quantidade menor de produtos químicos;
- Volume reduzido de lodo produzido;
- Custos operacionais inferiores às tecnologias convencionais; (BRILLAS; MARTÍNEZ-HUITLE, 2015; LN; PENG, 1992; MEUNIER et al., 2006)

Os mecanismos envolvidos na remoção de poluentes no processo de EC são complexos e ainda não são claramente entendidos. Segundo AOUDJ et al., (2015); MORENO-CASILLAS et al., (2007); ZAROUAL et al., (2006), os mecanismos mais importantes, apresentados na Figura 1, podem ser divididos em dois grupos principais:

Figura 1- Esquema dos mecanismos mais importantes de remoção de poluentes por tecnologias de EC.



Fonte: Adaptado de GARCIA-SEGURA et al., (2017).

a) Remoção de metais pesados:

Realizada principalmente pela adsorção da superfície e pela atração eletrostática; há possibilidade da remoção ocorrer por adsorção e por precipitação direta, pela formação dos

hidróxidos metálicos poluentes. Na complexação, o metal pesado atua com o ligante e forma uma ligação de complexação do floco coagulante, produzindo um complexo de superfície; após, são formados agregados maiores e ocorre a precipitação do coágulo, o que permite a separação da fase aquosa.

A atração eletrostática entre o metal pesado e o floco coagulante ocorre devido à existência de áreas de carga positiva ou negativa no floco, onde a área de carga negativa atrai o metal pesado em soluções que permitem sua coagulação no floco, que precipita. HEIDMANN; CALMANO (2008) indica que a redução eletroquímica dessas espécies na superfície do cátodo também é viável e melhora a eficiência na remoção de poluentes;

b) Remoção de orgânicos:

A EC que envolve os poluentes orgânicos depende de suas estruturas e grupos funcionais. O mecanismo de complexação é semelhante ao do processo de remoção de metais pesados, onde o poluente orgânico atua como ligante. Seus grupos funcionais coordenam o poluente ao centro metálico, e este precipita dentro do bloco coagulante.

A neutralização ou desestabilização de carga é o principal mecanismo que atua em poluentes orgânicos, onde os coagulantes blindam a carga e a dupla camada de poluente é comprimida, o que favorece a formação de agregados e a precipitação.

A elevada presença de coagulantes na solução favorece o mecanismo de aprisionamento, que consiste na captura de moléculas orgânicas nos coágulos hidroxometálicos, que arrastam os poluentes. Já na adsorção, enquanto o poluente está preso, ele é arrastado pelos coágulos e apresenta interações físico-químicas, que favorecem sua adsorção na superfície das espécies coagulantes.

Ao analisar os processos de tratamento de LAS, percebe-se a necessidade de técnicas inovadoras, que trazem a possibilidade de integrar com outros tipos de tratamento. Conforme BORBA et al. (2019), devido à complexidade do LAS, os processos de degradação, mineralização de poluentes refratários e recalcitrantes e aumento da fração de biodegradabilidade do efluente necessitam apresentar alta eficiência.

2.5.2.5 Tratamento de LAS por EC

Apesar da eficácia no tratamento de lixiviados por processos físicos, químicos ou biológicos convencionais, especialmente no caso de lixiviados maduros de aterros, uma

grande quantidade de moléculas orgânicas recalcitrantes, como substâncias do tipo húmico, permanecera solúvel no meio aquoso (DIA et al., 2017).

Como consequência, esses materiais húmicos podem formar subprodutos de organoclorados, se o lixiviado for descarregado em uma fonte de água potável. Como método de remoção desses compostos, destaca-se a EC, uma técnica eletroquímica.

Conforme estudos, a EC é eficaz para a remoção de coloides, sólidos em suspensão e outros compostos de elevado peso molecular (ASSELIN et al., 2008). Conforme DIA et al. (2017) o processo gera agentes coagulantes *in situ*, usando diferenças no potencial elétrico. Esses coagulantes podem aglomerar coloides e gerar hidróxidos metálicos insolúveis nos quais a matéria orgânica pode ser adsorvida e co-precipitada.

Ao comparar com a coagulação química, a EC apresenta vantagens, como por exemplo a baixa salinidade do efluente após o tratamento, produção reduzida de resíduos sólidos e fácil automação (DROGUI; BLAIS; MERCIER, 2007).

A EC pode ser dividida em três partes: (a) formação dos coagulantes por oxidação eletrolítica com um metal que possui um potencial de oxidação maior que a do ferro, para se oxidar em seu lugar, fornecendo elétrons para íons de Fe^{2+} que se formam, retornando a configuração de ferro metálico; (b) desestabilização dos contaminantes, suspensão de partículas e quebra de emulsões e (c) agregação das partículas desestabilizadas formando flocos. Para garantir a integridade no início do processo é necessário o controle da intensidade da corrente aplicada, o pH e a condutividade do lixiviado, fatores que afetam o desempenho do processo (YAZICI GUVENC; DINCER; VARANK, 2019).

2.5.2.5.1 Efeito do pH

Na degradação de matéria orgânica nos aterros sanitário ocorre a produção de dióxido de carbono e uma pequena quantidade de amônio, o que resulta na formação de íons de amônio e ácido carbônico. A partir da dissociação do ácido carbônico, cátions de hidrogênio e ânions de bicarbonato são produzidos, o que influencia no nível de pH do sistema. Outro fator que influencia no nível do pH é a pressão parcial do gás dióxido de carbono gerado que entra em contato com o lixiviado (MAHAPATRA; CHANAKYA; RAMACHANDRA, 2011; NAVEEN et al., 2017).

Conforme BAKRAOUY et al. (2017), o pH do lixiviado, quando em formação (acidogênese), é controlado pela presença e decomposição de compostos orgânicos voláteis,

que o mantêm em uma escala menor que 4. Devido às atividades dos metanógenos durante o processo de amadurecimento do aterro sanitário, o pH sofre variação, mudando para alcalino (BHALLA; SAINI; JHA, 2012).

O efeito do pH no efluente na eletrocoagulação está refletido pela eficiência da corrente. A potência consumida é mais alta se o pH for neutro, comparado com condições ácidas ou alcalinas, devido à variação da condutividade. Quando a condutividade é alta, o efeito do pH não é significativo (CHEN, 2004).

Conforme autores, para que haja oxidação de íons ferrosos em íons férricos no processo de eletrocoagulação, o pH deve estar acima de 5. A oxidação completa, entretanto, ocorre apenas em pH em torno de 8-9. Devido ao fato de que íons ferrosos possuem alta solubilidade, baixo poder de coagulação e adsorção de poluentes, a faixa ideal de pH operacional no processo de EC é de 5 a 9 (GATSIOS; HAHLADAKIS; GIDARAKOS, 2015; LINARES-HERNÁNDEZ et al., 2009; MALAKOOTIAN; MANSOORIAN; MOOSAZADEH, 2010; MOLLAH et al., 2001; VEPSÄLÄINEN; PULLIAINEN; SILLANPÄÄ, 2012; YAZICI GUVENC; DINCER; VARANK, 2019).

2.5.2.5.2 Intensidade de Corrente

No processo de EC a forma de controle da taxa de reação é dada pela corrente aplicada, que comanda a formação de hidróxidos. Estudos apontam que a eficiência do processo é maior com o aumento da corrente devido ao aumento na formação de flocos, hidróxidos e cavidades, facilitando assim a remoção dos poluentes. Porém, uma corrente muito alta pode caracterizar um desperdício de energia elétrica, superaquecimento do efluente e perda na eficiência da corrente, revertendo a carga dos colóides e redispersando-os (CHEN, 2004; YAZICI GUVENC; DINCER; VARANK, 2019).

2.5.2.5.3 Condutividade

A condutividade do efluente está diretamente ligada a quantidade de espécies iônicas que podem ser inorgânicos ou orgânicos. Conforme análises, a eficiência da corrente e a remoção de poluentes é maior com o aumento da condutividade, e o tempo de reação diminui. Como consequência, o consumo de energia é reduzido (YAZICI GUVENC; DINCER; VARANK, 2019).

Em seu trabalho, DANESHVAR et al. (2007) explica que a condutividade elétrica do efluente é uma variável que altera a eficiência da corrente, a tensão e o consumo de energia elétrica, devido ao fato de que um alto valor de condutividade associado ao afastamento entre os eletrodos minimiza o consumo de energia, porém, não interfere na eficiência da remoção dos contaminantes.

Segundo GOLDER; SAMANTA; RAY (2007), para aumentar a condutividade elétrica de um efluente quando for muito baixa, adiciona-se cloreto de sódio (NaCl), para que ocorra um aumento no número de íons na solução. Porém, deve se ressaltar que adicionando NaCl na solução, pode ocorrer oxidação dos íons cloreto em gás cloro e em íons OCl⁻, que são capazes de oxidar moléculas orgânicas presentes no efluente. Contudo, como o LAS é um efluente que apresenta elevada condutividade, a adição de sais não se faz necessária, sendo assim, processos do tipo eletroquímico se apresentam como uma boa alternativa ao tratamento de LAS.

2.5.2.5.4 Densidade de Corrente (DC)

A DC determina a dosagem do coagulante e a de produção de gás, assim como influencia o regime do fluido dentro do reator. Este item controla a taxa de produção do agente coagulante, das bolhas geradas e o tamanho delas. O aumento na DC promove uma maior oxidação dos eletrodos formando assim, uma maior quantidade de agente coagulante e concomitantemente, maior geração de gases de hidrogênio e de oxigênio, o que acarreta no maior transporte do material coagulado. Um maior incremento na densidade de corrente leva a um aumento da concentração do coagulante, diminuindo o tempo de contato (HOLT, 2003).

A DC pode ser calculado pela Equação 1:

$$\delta = I / A_{\text{anodo}}$$

Sendo:

$$\delta = \text{DC (A m}^{-2}\text{)}$$

$$I = \text{Corrente (A)}$$

$$A_{\text{anodo}} = \text{Área total dos ânodos (m}^2\text{)}$$

De acordo com DIA et al. (2017) , é possível observar o aumento na remoção de DQO conforme o aumento da DC e do tempo de processo. Como melhor condição foram escolhidos 8 mA cm⁻² para DC e um tempo de tratamento de 20 min, devido a menor concentração

residual de DQO registrada. Após esse tempo, a concentração continuou a diminuir, porém de forma lenta, o que não se torna viável economicamente. Nos primeiros 15 minutos de experimento houve uma remoção total de 82 % de DQO, o que pode ser explicado devido ao fato de que algumas frações orgânicas tendem a serem removidas preferencialmente pelo processo de EC do que outras.

2.5.2.5.5 Distância entre eletrodos

HUDA et al. (2017); YORIYA (2012) observam que a remoção de cor do LAS bruto é maior na medida em que a distância entre os eletrodos diminui, devido ao aumento da condutividade. A distância entre os eletrodos e o campo elétrico formado são os responsáveis pelo transporte iônico e pela inconsistência na concentração de íons metálicos. Reduzindo a distância entre os eletrodos, simultaneamente aumenta o tamanho dos seus poros e o crescimento de óxidos, aprimorando o processo de dissolução do eletrodo. A resistência ôhmica é resultado do distanciamento entre os eletrodos e, sendo assim, à medida em que o ânodo é afastado do cátodo, a tensão final no sistema aumenta, o que pode resultar na diminuição dos poros.

Devido ao fato de que os parâmetros físico-químicos variam conforme cada aterro sanitário, não é possível analisar a eficiência total a partir de apenas alguns parâmetros. A fim de comparação, a Tabela 2 apresenta valores encontrados na literatura:

Tabela 2 - Parâmetros físico-químicos do processo de EC.

| Parâmetro | Und. | Referência | | | |
|-----------------|---------------------|-------------------|-------------------------|--------------|---------------------------------------|
| | | DIA et al. (2017) | Xu; Iskander; He (2020) | Alves (2017) | Pagnusatia; Pertileb; Birriels (2018) |
| DC | mA cm ⁻² | 8 | 100 | 4 | 16 |
| Tempo EC | min | 20 | 60 | 60 | 45 |
| Dist. Eletrodos | cm | 1,55 | 1 | 2,5 | 3 |
| Rem. DQO | % | 82 | 21 | 80 | 63 |

Fonte: Autores.

Contudo, a elevada aproximação dos eletrodos pode levar ao congestionamento na transferência de sólidos e fluidos, o que resulta em maior resistência elétrica, consumindo maior energia envolvida (SRIDHAR et al., 2011).

3 METODOLOGIA

3.1 AMOSTRAS, REAGENTES E SOLVENTES

Para realização do processo de EC foram coletadas amostras de LAS, efluente gerado no aterro sanitário da empresa CRVR, caracterizado como Central de Tratamento de Resíduos de Giruá, localizado no noroeste do Rio Grande do Sul – Brasil. Em um tanque de equalização, onde é feito o controle do pH do LAS, foi possível fazer a coleta da quantidade necessária.

Para ajustar o pH da solução foi utilizado o ácido sulfúrico (H_2SO_4), sendo este gotejado no béquer com LAS, em constante agitação. O pH da solução foi avaliado e monitorado durante todo o processo por um medidor de pH (HANNA, HI 3221).

A água deionizada utilizada na dissolução de amostras e no procedimento de leitura de ferro foi produzida por um sistema de água Millipore Direct-Ultrapure (MilliQ®). Além disso, neste procedimento foram utilizados os reagentes: 1,10-fenantrolina, $C_{12}H_8N_2$; acetato de amônio; ácido acético glacial; ácido ascórbico e solução padrão de ferro (100 mg.L^{-1} / UFFS).

3.2 DETERMINAÇÕES DOS PARÂMETROS FÍSICO – QUÍMICOS

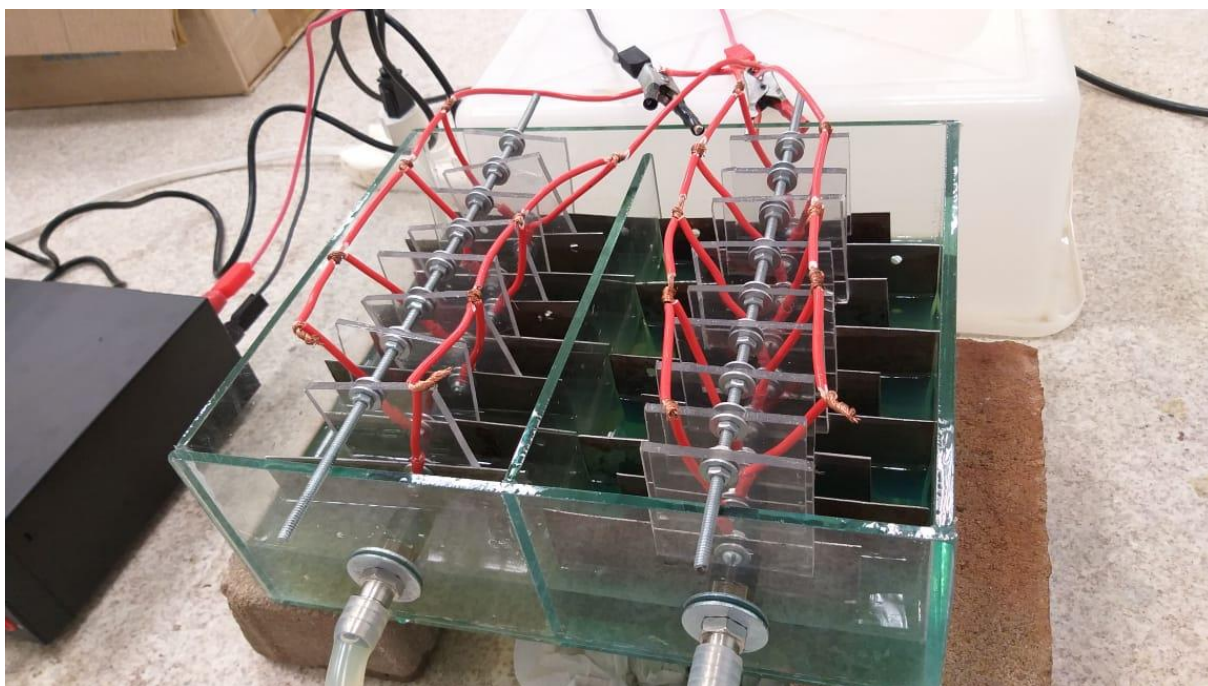
A determinação dos Compostos Aromáticos contendo benzeno, Cor (método colorimétrico) e ferro total (Fenantrolina) (mg L^{-1}) foram realizadas em um espectrofotômetro UV-vis (Evolution 201/220 - Thermo 168 Scientific), utilizando uma cubeta de quartzo para comprimentos de onda de 254 nm e 455 nm, e cubeta de vidro para 510 nm. A condutividade (ms.cm^{-1}) foi determinada por um condutivímetro (Digimed, DM-32). Todas as análises foram realizadas em duplicatas e foram conduzidas de acordo com a metodologia padrão descrita no Standard Methods (APHA, 2005).

3.5 PROTÓTIPO (REATOR DE ELETROCOAGULAÇÃO)

O protótipo foi confeccionado em vidro e possui as dimensões 30 cm x 25 cm x 12 cm. Contém uma entrada e uma saída com aproximadamente 1 cm de diâmetro cada. Em sua metade, há uma parede de vidro que divide os dois lados do reator, porém com um espaço para que a entrada se ligue com a saída, conforme apresentado na Figura 2.

O lado direito (entrada) possui 10 placas de alumínio, interligadas por uma haste que fica suspensa no reator. O lado esquerdo (saída), possui 5 placas de alumínio e 6 de ferro, intercaladas. Para maior tempo de detenção do LAS no reator, as placas estão dispostas em forma de chicanas, onde o LAS percorre o circuito conforme a Figura 2.

Figura 2 - Reator utilizado para o processo de EC.



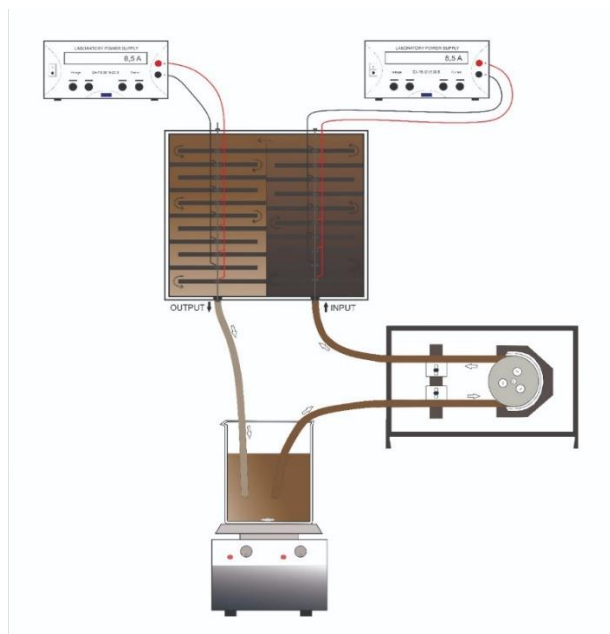
Fonte: Autores

Para manter a área efetiva das placas constante, aproximadamente 3,7 L do LAS são despejados no reator e 0,8 L em um béquer onde com auxílio de uma bomba é realizada a recirculação do LAS em uma vazão de 700 mL.min⁻¹. Valores de vazão abaixo deste facilitam a decantação de material no reator e inibem a sua recirculação, porém variações de vazão podem ser realizados para melhor eficiência do processo.

Após, foi conectado uma fonte em cada lado do reator, onde as placas estão ligadas em série por um fio de cobre com 2,5 mm de diâmetro (os lados não estão interligados). Intercaladamente, uma placa recebe a corrente do polo positivo (cátodo) e a outra do polo negativo (ânodo) da fonte, gerando assim a diferença de potencial desejada, que a partir da liberação de ferro e alumínio das placas para o meio, produzem os coagulantes *in situ*, conforme a Figura 3.

Cada placa possui dimensão de 13 cm x 6 cm, onde aproximadamente 13 cm x 5,5 cm ficam imersos no LAS e a distância entre placas é de 2 cm. Sendo 21 placas e, desconsiderando as chamadas “áreas mortas”, onde não há diferença de potencial (placa paralela com o vidro), o sistema possui uma área efetiva entre placas de 1328,5 cm².

Figura 3 – Desenho esquemático do protótipo.



Fonte: Autores

3.4 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Para realizar a coleta das amostras durante o processo de EC foi calculado o tempo de detenção hidráulica (tempo de um ciclo completo do LAS no sistema). O quociente da vazão (700 ml.min⁻¹ fornecida pela bomba) com o volume total de LAS (4,5 L) equivale a aproximadamente 7 minutos. Portanto, a cada 7 min foram coletados 20 mL de amostra e dispostos em falcons para realização das determinações analíticas de Ferro Total Dissolvido (FTD), absorvância e cor.

Após a coleta, 1 mL de cada amostra foi diluída em água destilada em um balão volumétrico de 25 mL. Com a amostra devidamente homogeneizada, foram feitas as leituras no espectrofotômetro UV-vis (Evolution 201/220 - Thermo 168 Scientific).

As execuções experimentais foram baseadas na adição de um total de 4,5 L de LAS bruto no protótipo, sob constante circulação exercida pela bomba MS TECNOPON, DMC (modelo 100), que operava em uma vazão de 700 mL min⁻¹. O pH da solução foi ajustado à condição pré-estabelecida em cada teste, que variou entre 3,88 e 8,2. Quando necessário, reagentes químicos foram adicionados para mantê-lo constante.

Após manter o nível de LAS dentro do protótipo constante, de modo que fosse utilizada toda a área possível efetiva das placas, ocorreu a dissipação da intensidade de corrente, que variou entre 7,34 A e 18,66 A, ligando as duas fontes e assim iniciando a produção dos íons livres.

Durante a eletrólise, uma inversão de polaridade foi realizada a cada 7 minutos para superar a formação da camada externa. Conforme BUENO et al., (2018), frequentemente, durante o processo de tratamento eletroquímico, formam-se camadas externas nos eletrodos, o que reduz a eficácia da técnica aumentando a resistência do circuito.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS DE LAS BRUTO

As propriedades físico-químicas do LAS utilizado para o processo de EC foram listadas na Tabela 3.

Tabela 3 - Caracterização bruta do LAS.

| Parâmetro | Unidade | LAS Bruto |
|------------------|--------------------------|------------------|
| Condutividade | μS cm ⁻¹ | 20,7 ± 1,0 |
| Cor (dil. 1:25) | mg Pt-Co L ⁻¹ | 1402 ± 83 |
| Abs (254 nm) | au | 1,947 ± 0,1 |
| pH da solução | Escala de Sörensen | 7,9 ± 0,3 |
| Temperatura | ° C | 26,3 ± 1,6 |
| Ferro | mg L ⁻¹ | 12,34 ± 0,6 |

Fonte: Autores

A cor escura do LAS pode ser atribuída à presença de compostos aromáticos e substâncias húmicas (originadas da decomposição de resíduos). O elevado valor de absorvância a 254 nm também indica a presença destes compostos (SEIBERT et al., 2019). A presença de cátions e ânions, como potássio, sódio, cloreto, nitrato, sulfato, amônio, provenientes da decomposição bioquímica de resíduos e processo de dissolução que ocorre no aterro correspondem a alta condutividade apresentada (BAIJU et al., 2018; PELLENZ et al., 2020).

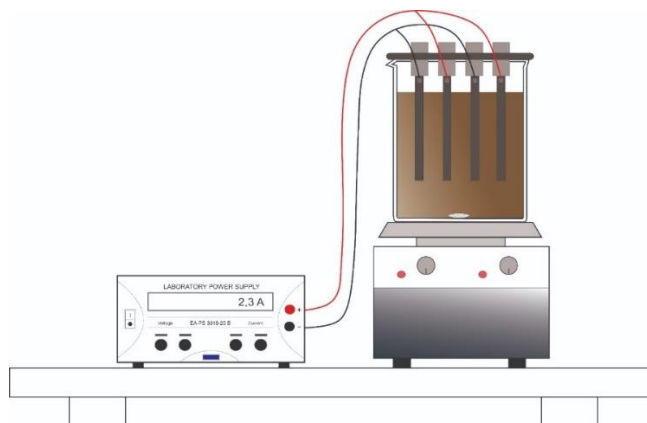
A baixa biodegradabilidade do LAS indicada por este estado avançado de estabilização tem como consequência a inibição/limitação da atividade microbiana, o que implica na eficiência da remoção de poluentes, compostos aromáticos e recalcitrantes apenas pelo tratamento biológico (PELLENZ et al., 2020), se tornando assim necessário tratamento físico-químico, onde destaca-se a EC.

4.2 TESTES PRELIMINARES DO PROCESSO EC

4.2.1 Estudo do material dos eletrodos.

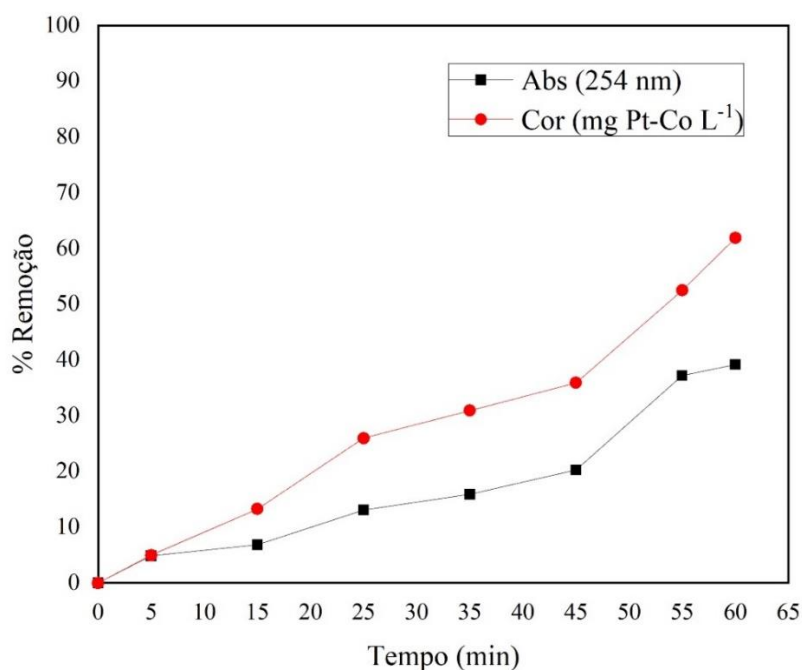
Para identificar o tipo de eletrodo com maior eficiência a ser usado como cátodo e ânodo no processo de EC, foram realizados testes preliminares em reator tipo colmeia. Em um sistema híbrido, 3 eletrodos de alumínio e 1 de ferro, intercalados, foram imersos em 800 mL de LAS, contidos em um béquer de 1 L. As Figuras 4 e 5 representam o esquema do reator colmeia e a remoção (%) de Compostos Aromáticos contendo benzeno e Cor em função do tempo de eletrólise, respectivamente, sob as seguintes condições experimentais: Intensidade de corrente 2,3 A; pH 6,5; distância entre placas 2 cm; área efetiva de placas 216 cm² e DC 10,64 A m⁻².

Figura 4 - Esquema do reator colmeia.



Fonte: Autores

Figura 5 - Remoção (%) Compostos Aromáticos derivados do benzeno (Abs 254 nm) e Cor em função do tempo de EC.



Fonte: Autores

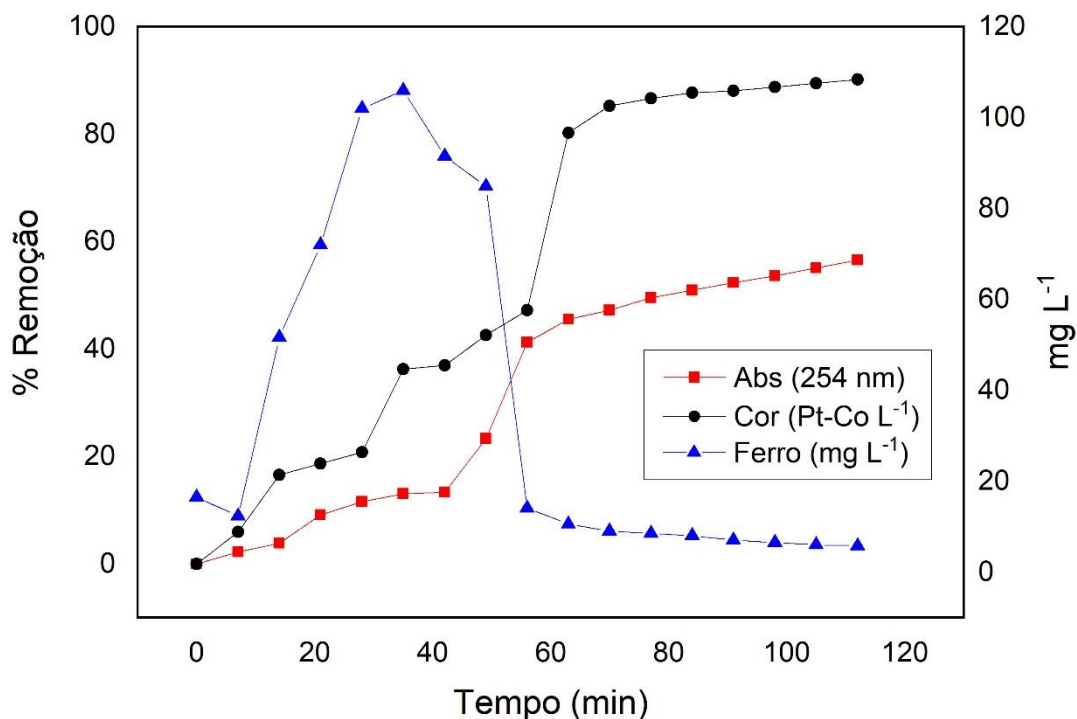
Em aproximadamente 60 minutos de eletrólise foi observado uma boa performance de remoção de 35% e 58% de Compostos Aromáticos derivados do benzeno e Cor, respectivamente, conforme apresentado na Figura 5. Estudos mais detalhados podem conduzir a resultados mais satisfatórios de remoção de poluentes de LAS tratados pelo processo de EC. Dentro deste pressuposto, nas próximas etapas foram utilizadas outras condições experimentais e novas configurações do reator de EC foram avaliadas.

4.2.2 Testes no reator de EC

Foi observado um aumento na concentração de Ferro até o 6 ciclo (42 min de EC), próximo a 100 mg.L^{-1} , conforme apresentado na Figura 6. Sugere-se que este aumento está relacionado com a eletrólise, causada pela diferença de potencial promovida entre os eletrodos submersos no LAS. Na passagem de corrente elétrica pelo sistema há um fluxo de elétrons que se desloca do ânodo em direção ao cátodo, promovendo a oxidação do ânodo, liberando íons metálicos positivos de ferro e alumínio para o meio.

Figura 6 - Remoção (%) Compostos aromáticos derivados do benzeno (Abs 254 nm) e Cor.

Dados experimentais: pH inicial – 6,5; Intensidade de Corrente - 17 (A); DC – $12,45 \text{ (A m}^{-2}\text{)}$; Distância entre eletrodos - 2 (cm); Vazão – $700 \text{ (mL.min}^{-1}\text{)}$; Volume de LAS processado - 4,5 (L); Volume da alíquota – 10 (mL).



Fonte: Autores.

Simultaneamente, ocorreu um leve aumento na remoção de Compostos Aromáticos derivados do benzeno e Cor, o que pode ser explicado pelo processo de coagulação-floculação, onde menor parte dos cátions formados neutraliza as cargas negativas dos poluentes e da matéria orgânica presente no LAS, e a maior parte deles interage com os íons de hidroxila (OH^-), formando hidróxido de alumínio (Al(OH)_3) e hidróxido de ferro III (Fe(OH)_3), que são capazes de promover a adsorção de partículas coloidais presentes no LAS,

provavelmente através do mecanismo de adsorção-neutralização de cargas, desestabilizando o sistema e promovendo a formação de agregados próprios do processo.

No entanto, a partir do ciclo 6 (~ 42 min), a concentração de ferro começa a diminuir gradativamente, chegando a 10 mg.L⁻¹ no ciclo 8 (~56 min) e se mantendo estável até o final do processo. Ao mesmo tempo, ocorre rápido aumento na remoção de Compostos Aromáticos derivados do benzeno e Cor, chegando a 50% e 80%, respectivamente, no 9 ciclo (~63 min). Este fato pode estar atrelado à eficiência do processo de EC, onde os coloides, formados a partir da desestabilização da matéria orgânica e dos poluentes no processo de coagulação e formação dos flocos através do encontro dos coloides previamente coagulados, no processo de floculação, formam estruturas floculares com tamanho e densidade suficientes para serem removidos por processos físicos, como sedimentação ou flotação.

4.3 Design experimental e análise estatística

Visando maximizar a eficiência do processo de EC no protótipo utilizado (ver Figura 3), foi realizado um planejamento experimental do tipo DCCR, baseado nos dados obtidos através dos testes preliminares. Para os testes experimentais do DCCR, foram avaliadas a Intensidade de Corrente, variando entre 7,3 e 18,6 A e o pH da solução, variando entre 3,8 e 8,1, em 63 min de eletrólise. Os parâmetros avaliados estatisticamente foram: % de Remoção de Compostos Aromáticos derivados do benzeno (Abs 254 nm); % de Remoção de Cor; FTD (mg L⁻¹) e Temperatura (°C), conforme apresentado na Tabela 4:

Tabela 4 - Dados experimentais do DCCR em 63 min de EC.

| Experimento | I (A) | pH | % Rem Abs 254 (nm) | % Rem Cor (Pt Co mg.L ⁻¹) | Concentração FTD (mg.L ⁻¹) | T °C | |
|-------------|--------|------|-----------------------|--|---|-------|------|
| A | 7 | 13 | 3,9 | 73,4 | 98,9 | 565,7 | 31,2 |
| B | 6 | 18,7 | 6 | 68,76 | 95,0 | 568,2 | 39,8 |
| C | 8 | 13 | 8,1 | 0 | 6,6 | 69,5 | 34,1 |
| D | 5 | 7,3 | 6 | 11,9 | 24,3 | 332,6 | 28,2 |
| E | 1 | 9 | 4,5 | 76,2 | 96,6 | 535,9 | 28,9 |
| F | 2 | 9 | 7,5 | 0 | 2,7 | 187,3 | 29,2 |
| G | 4 | 17 | 7,5 | 41,8 | 56,9 | 560,5 | 44,2 |
| H | 9 (C) | 13 | 6 | 72,7 | 89,5 | 598,9 | 37,7 |
| I | 10 (C) | 13 | 6 | 68,7 | 77,9 | 583,3 | 41,7 |
| J | 3 | 17 | 4,5 | 75,4 | 94,5 | 589,9 | 45,5 |

Fonte: Autores

A Tabela 4 apresenta os resultados obtidos das variações e as porcentagens de remoções dos Compostos Aromáticos derivados do benzeno e da Cor, variando de 0 a 76% e 2,7 a 98,9%, respectivamente. Assim, pôde ser ressaltada a influência significativa das variáveis q1 (Intensidade de Corrente) e q2 (pH da solução). Além disso, os experimentos realizados em condições de pH ácido apresentaram maior eficiência comparado com os em pH básico, tanto com Intensidades de Corrente altas quanto baixas.

A significância dos efeitos dos parâmetros operacionais do reator e suas possíveis ações combinadas foram verificadas aplicando a análise de variância (ANOVA), com o objetivo de validar o ajuste do modelo proposto pelos resultados obtidos, levando em consideração os graus de liberdade referentes aos parâmetros significativos (regressão) e aos resíduos, conforme apresentado na Tabela 5, que apresenta o Teste ANOVA two-way do modelo previsto para a remoção de Compostos Aromáticos derivados do benzeno e da Cor pelo processo de EC, para um nível de confiança de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 5 - Teste anova two-way.

| Parâmetro | Fontes de variação | Soma dos quadrados | Graus de liberdade | Quadrados médios | F | | Nível de significância (%) |
|--|--------------------|--------------------|--------------------|------------------|-----------|----------|----------------------------|
| | | | | | Calculado | Tabelado | |
| % Rem Abs 254 (nm) | Regressão | 9204,7 | 5 | 1840,94 | 18,47 | 6,25 | 0,016 |
| | Resíduo | 398,7 | 4 | 99,67 | | | |
| | Total | 9603,4 | 9 | | | | |
| % Rem Cor (Pt Co mg L ⁻¹) | Regressão | 13248,10 | 5 | 2649,62 | 24,08 | 6,25 | 0,018 |
| | Resíduo | 440,20 | 4 | 110,05 | | | |
| | Total | 13688,30 | 9 | | | | |
| Concentração FTD (mg L ⁻¹) | Regressão | 304568,98 | 5 | 60913,80 | 8,50 | 6,25 | 0,03 |
| | Resíduo | 28650,03 | 4 | 7162,51 | | | |
| | Total | 333219,00 | 9 | | | | |
| T (°C) | Regressão | 3934,99 | 5 | 787,00 | 7,59 | 6,25 | 0,02 |
| | Resíduo | 414,89 | 4 | 103,72 | | | |
| | Total | 4349,88 | 9 | | | | |

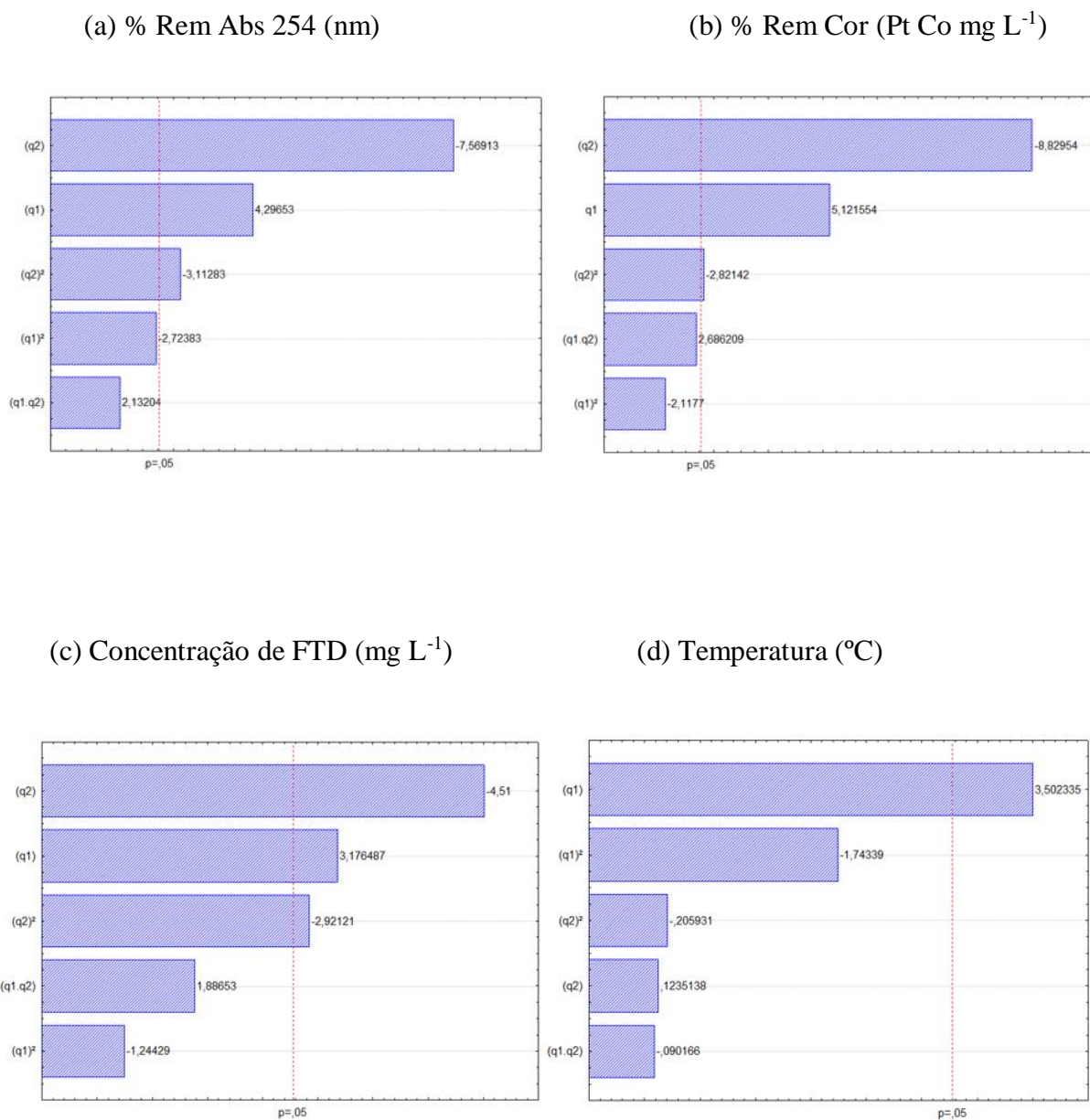
Fonte: Autores.

De acordo com a ANOVA, os valores de F calculado obtidos foram todos superiores ao F tabelado, sugerindo que a influência dos efeitos no processo é estatisticamente significante (p -valor $< 0,05$) para ambos os modelos.

A análise estatística das variáveis de resposta fornece o grau de significância ou de importância de cada coeficiente proposto o modelo de ajuste da eficiência do processo de EC.

Sendo assim, os efeitos significativos (p -valor $< 0,05$) das influências positivas e negativas dos parâmetros q_1 e q_2 são apresentados pelos gráficos de Pareto, mostrados na Figura 7, sendo, q_1 Intensidade de Corrente (A) e q_2 o pH da solução.

Figura 7 - Gráficos de Pareto dos efeitos lineares (q_1 e q_2), quadráticos (q_1^2 e q_2^2) e sua interação linear ($q_1.q_2$).



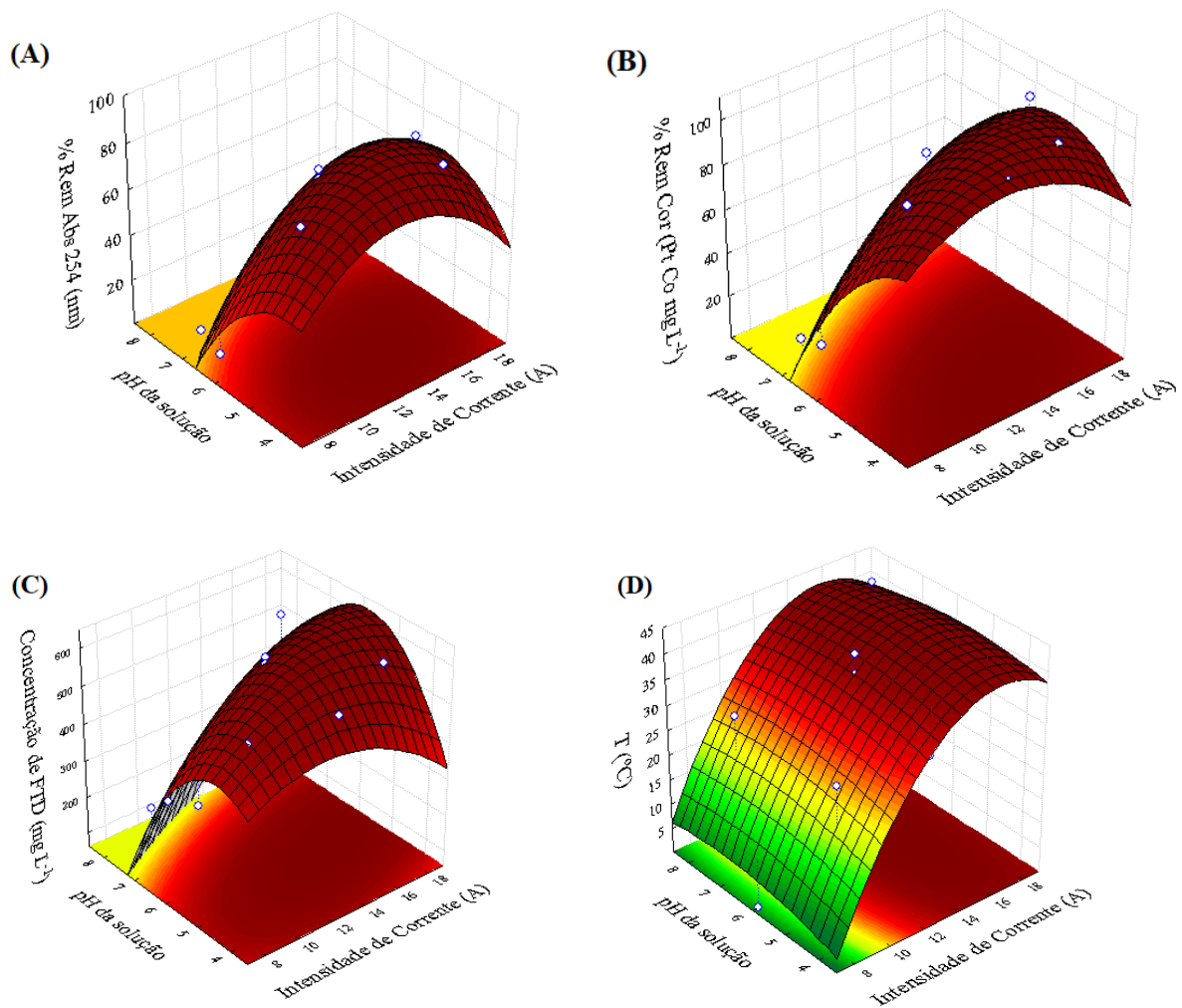
Fonte: Autores

O efeito positivo de q_1 e negativo de q_2 em (a) e (b) sugerem que as melhores eficiências de remoção de Compostos Aromáticos derivados do benzeno e da Cor são obtidas

com maior Intensidade de Corrente (9-18 A) e menor pH da solução (4,5-6). Em (c), o efeito positivo de q_1 e negativo de q_2 sugerem que a liberação de FTD para o meio ocorre em maior concentração em Intensidade de Corrente alta e pH da solução baixo. No item (d), o fato de q_1 e q_2 apresentarem valor positivo sugere que o valor elevado das duas variáveis são responsáveis pelo aumento da temperatura, sendo a Intensidade de Corrente a variável com maior efeito sobre a mesma.

Para a melhor visualização dos resultados experimentais obtidos através do DCCR, foram desenvolvidos gráficos tridimensionais de superfície de resposta para a % de Remoção de Compostos Aromáticos derivados do benzeno e da Cor, Concentração de FTD e temperatura, apresentados na Figura 8.

Figura 8 - Superfícies de resposta 3D.



(a) % Rem Abs 254 (nm); (b) % Rem Cor (Pt Co mg L⁻¹); (c) Concentração de FTD (mg L⁻¹) e (d) Temperatura (°C) em 63 min de EC.

Fonte: Autores

Observa-se que as melhores condições do processo de EC em termos de eficiência de remoção de Compostos Aromáticos derivados do benzeno e Cor nos itens se localizam em uma faixa que vai aproximadamente de 12 a 17 A, com pH da solução entre 4 e 6. Conforme SHAHEDI et al. (2020), o pH é um dos principais parâmetros na remoção de contaminantes no processo de EC, pois ao criar condições próximas a alcalinas para o meio, são produzidos hidróxidos de metal, o que aumentam a eficiência do processo. BENER et al., (2019) investigaram a remoção de Carbono Orgânico Total em diferentes valores de pH (5;8;10). Após testes, a maior eficiência encontrada foi em pH=5, com remoção máxima de 65%, diminuindo a eficiência conforme o aumento do pH. Possivelmente, isto ocorre devido a produção de gás hidrogênio no cátodo. O controle da taxa de reação no processo de EC é realizado a partir da corrente aplicada. Nas condições experimentais analisadas, a maior eficiência apresentada na remoção de poluentes foi com Intensidade de Corrente variando entre 12 e 17 A, fato que pode estar atrelado a maior formação de hidróxidos, flocos e bolhas. Uma corrente maior aplicada não é considerada viável, pois pode caracterizar um desperdício de energia elétrica, superaquecimento do efluente e perda na eficiência da corrente, revertendo a carga dos coloides e redispersando-os. A concentração de FTD é maior em correntes mais elevadas, pois uma maior Intensidade de Corrente promove uma diferença de potencial maior na solução, e faz com que os eletrodos de sacrifício liberem uma maior concentração de coagulante para o meio.

Portanto, destaca-se a Intensidade de Corrente e o pH como principais parâmetros que definem a eficiência no processo de EC, em que nas faixas aplicadas ocorre a formação de hidróxidos e a coagulação necessária para promover a remoção de dos Compostos Aromáticos derivados do benzeno e Cor em níveis considerados eficazes.

5 CONCLUSÃO

Os aterros sanitários são e tendem a continuar a ser o principal destino dos resíduos sólidos urbanos no mundo. Este trabalho buscou o aperfeiçoamento de uma técnica conhecida pela literatura no tratamento de LAS, efluente gerado a partir da degradação de resíduos dispostos em aterros sanitários. A partir de um sistema de coagulação-floculação convencional, eficaz e já conhecido para o tratamento de águas residuais, surge a proposta de implantá-lo no processo de Eletrocoagulação, onde foi criado um protótipo em escala

reduzida, com os eletrodos dispostos em forma de chicanas, buscando um maior tempo de detenção hidráulica do LAS para seu tratamento *in situ*.

A partir de testes preliminares, os eletrodos de alumínio e ferro, em um sistema híbrido, apontaram maior eficiência para o processo de tratamento. Em aproximadamente 60 minutos de eletrólise, foi observado uma boa performance de remoção de 35% e 58% de Compostos Aromáticos derivados do benzeno e da Cor, respectivamente.

Implantados estes eletrodos no novo modelo de reator confeccionado, iniciaram-se os testes para busca de parâmetros que propiciariam uma maior eficiência para o processo, apresentando resultados de aproximadamente 50% e 80% na remoção de Compostos Aromáticos derivados do benzeno e da Cor, respectivamente, em 63 minutos de processo.

Para aperfeiçoamento dos resultados, realizou-se um DCCR, que possibilitou a análise estatística das variáveis de resposta, que fornece o grau de significância ou de importância de cada coeficiente proposto o modelo de ajuste da eficiência do processo de EC. Como parâmetros dos testes experimentais do DCCR, empregou-se a Intensidade de Corrente, variando entre 7,3 A e 18,6 A e o pH da solução, variando entre 3,8 e 8,1, em 63 min de eletrólise. Os resultados obtidos revelam as porcentagens de remoções dos Compostos Aromáticos derivados do benzeno e da Cor que variam de 0 a 76% e 2,7 a 98,9%, respectivamente. Assim, destaca-se a possível influência significativa destes parâmetros e a eficiência do novo modelo de reator apresentado para o processo de tratamento de LAS por EC.

Enfim, dentro dos parâmetros avaliados, considera-se que é promissora esta técnica de tratamento de LAS por eletrocoagulação, que utiliza eletrodos híbridos de ferro e alumínio, dispostos em forma de chicanas, modelo este de reator já utilizado anteriormente em demais processos de tratamentos de efluentes. A boa performance apresentada sugere a possibilidade desta técnica ser utilizada em escala real, em possíveis pré ou pós tratamentos de LAS, visando minimizar os impactos ambientais causados pelo descarte inadequado deste efluente em corpos hídricos.

Para fins de aperfeiçoamento, sugere-se um estudo mais avançado de outras variáveis presentes no processo de EC, visando aprimorar seu potencial. Parâmetros como Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), testes de toxicidade, vazão e custos do processo podem ser pertinentes e gerar um campo de estudo que possibilite o aumento da eficiência do processo.

6 REFERÊNCIAS

Agência Nacional de Águas (ANA). Disponível em: <www.ana.gov.br>. Acesso em: 7 abr. 2020.

AMARAL, M. C. S. et al. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitários. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 38–45, mar. 2008.

AOUDJ, S. et al. Simultaneous removal of chromium(VI) and fluoride by electrocoagulation–electroflotation: Application of a hybrid Fe-Al anode. **Chemical Engineering Journal**, v. 267, p. 153–162, maio 2015.

APHA, A. P. H. A. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 2005.

ARGAMAN, Y.; KAUFMAN, W. J. **Turbulence and Flocculation**. [s.l.] Journal Sanitary Eng. Div.-ASCE, 1970. v. 96

ASSELIN, M. et al. Effectiveness of electrocoagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopolar and bipolar electrolytic cells. **Chemosphere**, v. 72, n. 11, p. 1727–1733, 1 ago. 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 8419. . 1992.

ATMACA, E. Treatment of landfill leachate by using electro-Fenton method. **Journal of Hazardous Materials**, v. 163, n. 1, p. 109–114, 15 abr. 2009.

BADERNA, D. et al. A combined approach to investigate the toxicity of an industrial landfill's leachate: Chemical analyses, risk assessment and in vitro assays. **Environmental Research**, v. 111, n. 4, p. 603–613, 1 maio 2011.

BAIJU, A. et al. Combined heterogeneous Electro-Fenton and biological process for the treatment of stabilized landfill leachate. **Journal of Environmental Management**, v. 210, p. 328–337, mar. 2018.

BAKARE, A. A.; MOSURO, A. A.; OSIBANJO, O. An in vivo evaluation of induction of abnormal sperm morphology in mice by landfill leachates. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 582, n. 1, p. 28–34, 4 abr. 2005.

BAKRAOUY, H. et al. Optimization of the treatment of an anaerobic pretreated landfill leachate by a coagulation–flocculation process using experimental design methodology. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 109, p. 621–630, jul. 2017.

BARISON, M. R. Capítulo 5 - Águas Subterrâneas. In: **CAPAZ, R. S.; NOGUEIRA, L. A. H. (Eds.). Ciências Ambientais para Engenharia**. Rio de Janeiro: Elsevier Editora Ltda., 2015. p. 123–155.

BENER, S. et al. Electrocoagulation process for the treatment of real textile wastewater: Effect of operative conditions on the organic carbon removal and kinetic study. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 129, p. 47–54, set. 2019.

BHALLA, B.; SAINI, M. S.; JHA, M. K. Characterization of Leachate from Municipal Solid Waste (MSW) Landfilling Sites of Ludhiana, India: A Comparative Study. **International Journal of Engineering Research and**, v. 2, n. 6, p. 14, 2012.

BORBA, F. H. et al. Pollutant removal and acute toxicity assessment (*Artemia salina*) of landfill leachate treated by photo-Fenton process mediated by oxalic acid. **Journal of Water Process Engineering**, v. 28, p. 159–168, abr. 2019.

BRILLAS, E.; MARTÍNEZ-HUITLE, C. A. Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods. An updated review. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 166–167, p. 603–643, maio 2015.

BUENO, F. et al. Degradation of ciprofloxacin by the Electrochemical Peroxidation process using stainless steel electrodes. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 2, p. 2855–2864, abr. 2018.

CAMPOS, S. X.; DI BERNARDO, L.; VIEIRA, E. M. Influência das características das substâncias húmicas na eficiência da coagulação com sulfato de alumínio. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 194–199, set. 2005.

CAN, O. T.; BAYRAMOGLU, M.; KOBAYASHI, M. Decolorization of Reactive Dye Solutions by Electrocoagulation Using Aluminum Electrodes. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 42, n. 14, p. 3391–3396, jul. 2003.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 38, n. 1, p. 11–41, 15 jul. 2004.

CRESPILHO, F. N.; SANTANA, C. G.; REZENDE, M. O. O. Tratamento de efluente da indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 387–392, jun. 2004.

DANESHVAR, N. et al. Decolorization of C.I. Acid Yellow 23 solution by electrocoagulation process: Investigation of operational parameters and evaluation of specific electrical energy consumption (SEEC). **Journal of Hazardous Materials**, v. 148, n. 3, p. 566–572, 30 set. 2007.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, Â. D. B. Métodos e técnicas de tratamento de água. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 107–107, jun. 2006.

DIA, O. et al. Electrocoagulation of bio-filtrated landfill leachate: Fractionation of organic matter and influence of anode materials. **Chemosphere**, v. 168, p. 1136–1141, fev. 2017.

DROGUI, P.; BLAIS, J.-F.; MERCIER, G. Review of Electrochemical Technologies for Environmental Applications. **Recent Patents on Engineering**, v. 1, n. 3, p. 257–272, 1 nov. 2007.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O. Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. **Journal of Environmental Management**, v. 50, n. 1, p. 1–25, maio 1997.

FERREIRA, P. A. S. **Remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário por processos de adsorção**. Curitiba: UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ, 2014.

FRANCO, M. **USO DE COAGULANTE EXTRAÍDO DE SEMENTES DE Moringa oleifera COMO AUXILIAR NO TRATAMENTO DE ÁGUA POR FILTRAÇÃO EM MÚLTIPLAS ETAPAS**. Campinas, SP: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 2010.

FURLAN, F. R. AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO PROCESSO DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO E ADSORÇÃO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES TÊXTEIS. p. 151, 2008.

GAO, J. et al. The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 14, n. 1, p. 93–122, mar. 2015.

GARCIA-SEGURA, S. et al. Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. **Journal of Electroanalytical Chemistry**, v. 801, p. 267–299, set. 2017.

GATSIOS, E.; HAHDLADAKIS, J. N.; GIDARAKOS, E. Optimization of electrocoagulation (EC) process for the purification of a real industrial wastewater from toxic metals. **Journal of Environmental Management**, v. 154, p. 117–127, maio 2015.

GIANNAKIS, S. et al. Micropollutant degradation, bacterial inactivation and regrowth risk in wastewater effluents: Influence of the secondary (pre)treatment on the efficiency of Advanced Oxidation Processes. **Water Research**, v. 102, p. 505–515, out. 2016.

GOGOI, A. et al. Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 6, p. 169–180, 1 mar. 2018.

GOLDER, A. K.; SAMANTA, A. N.; RAY, S. Removal of Cr³⁺ by electrocoagulation with multiple electrodes: Bipolar and monopolar configurations. **Journal of Hazardous Materials**, v. 141, n. 3, p. 653–661, 22 mar. 2007.

HEIDMANN, I.; CALMANO, W. Removal of Zn(II), Cu(II), Ni(II), Ag(I) and Cr(VI) present in aqueous solutions by aluminium electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 152, n. 3, p. 934–941, abr. 2008.

HOLT, P. K. **Electrocoagulation: unraveling and Synthesising the mechanisms behing a water treatment process**. [s.l.] Faculty of Engineering, the University of Sydney, 2003.

HUDA, N. et al. Electrocoagulation treatment of raw landfill leachate using iron-based electrodes: Effects of process parameters and optimization. **Journal of Environmental Management**, v. 204, p. 75–81, dez. 2017.

HUI, T. S. LEACHATE TREATMENT BY FLOATING PLANTS IN CONSTRUCTED WETLAND. p. 37, 2005.

KANG, K.-H.; SHIN, H. S.; PARK, H. Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. **Water Research**, v. 36, n. 16, p. 4023–4032, 1 set. 2002.

KHALIL, C. et al. Municipal leachates health risks: Chemical and cytotoxicity assessment from regulated and unregulated municipal dumpsites in Lebanon. **Chemosphere**, v. 208, p. 1–13, 1 out. 2018.

KNEVITZ, L. A. Avaliação da eficiência de remoção de turbidez de um sistema de clarificação. p. 36, 2009.

KONRADT-MORAES, L. C. ESTUDO DOS PROCESSOS DE COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO SEGUIDOS DE FILTRAÇÃO COM MEMBRANAS PARA A OBTENÇÃO DE ÁGUA POTÁVEL. p. 223, 2009.

KURNIAWAN, T.; LO, W.; CHAN, G. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 129, n. 1–3, p. 80–100, 28 fev. 2006.

LETTERMAN, R. D. **Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies**. [s.l: s.n.]. v. 331

LI, Z. et al. Effective degradation of refractory organic pollutants in landfill leachate by electro-peroxone treatment. **Electrochimica Acta**, v. 102, p. 174–182, jul. 2013.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. [s.l.] Ed. Átomo, 2010.

LINARES-HERNÁNDEZ, I. et al. Influence of the anodic material on electrocoagulation performance. **Chemical Engineering Journal**, v. 148, n. 1, p. 97–105, maio 2009.

LN, S. H.; PENG, C. F. TREATMENT OF TEXTILE WASTEWATER BY ELECTROCHEMICAL METHOD. p. 6, 1992.

MACHADO, K. C. et al. A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 572, p. 138–146, 1 dez. 2016.

MAHAPATRA, D. M.; CHANAKYA, H. N.; RAMACHANDRA, T. V. Assessment of treatment capabilities of Varthur Lake, Bangalore, India. **International Journal of Environmental Technology and Management**, v. 14, n. 1/2/3/4, p. 84, 2011.

MALAKOOTIAN, M.; MANSOORIAN, H. J.; MOOSAZADEH, M. Performance evaluation of electrocoagulation process using iron-rod electrodes for removing hardness from drinking water. **Desalination**, v. 255, n. 1–3, p. 67–71, maio 2010.

MEUNIER, N. et al. Comparison between electrocoagulation and chemical precipitation for metals removal from acidic soil leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 137, n. 1, p. 581–590, set. 2006.

MILLOT, N. et al. Application of G.P.C. processing system to landfill leachates. **Water Research**, v. 21, n. 6, p. 709–715, 1 jun. 1987.

MISHRA, S. et al. Impact of Municipal Solid Waste Landfill leachate on groundwater quality in Varanasi, India. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 9, p. 100230, 1 out. 2019.

MOLLAH, M. Y. A. et al. Electrocoagulation (EC) — science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 84, n. 1, p. 29–41, jun. 2001.

MORENO-CASILLAS, H. A. et al. Electrocoagulation mechanism for COD removal. **Separation and Purification Technology**, v. 56, n. 2, p. 204–211, ago. 2007.

NAVEEN, B. P. et al. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 1–12, jan. 2017.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. Mestrado em Hidráulica e Saneamento—São Carlos: Universidade de São Paulo, 2001.

PELLENZ, L. et al. Landfill leachate treatment by a boron-doped diamond-based photo-electro-Fenton system integrated with biological oxidation: A toxicity, genotoxicity and by products assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 264, p. 110473, 15 jun. 2020.

PENG, Y. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 10, p. S2567–S2574, 1 maio 2017.

PESCI PEREIRA, C. et al. Evaluation of reduction estrogenic activity in the combined treatment of landfill leachate and sanitary sewage. **Waste Management**, v. 80, p. 339–348, 1 out. 2018.

PETROVIC, M.; PÉREZ, S.; BARCELO, D. Chapter 21 - Conclusions and Future Research Needs. In: PETROVIC, M.; BARCELO, D.; PÉREZ, S. (Eds.). . **Comprehensive Analytical Chemistry**. [s.l.] Elsevier, 2013. v. 62p. 705–718.

RAMOS, R. O. **CLARIFICAÇÃO DE ÁGUA COM TURBIDEZ BAIXA E COR MODERADA UTILIZANDO SEMENTES DE MORINGA OLEIFERA**. Campinas, SP: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 2005.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 3, p. 468–493, fev. 2008.

ROEHRS, F. Tratamento Físico - Químico de Lixiviado de Aterro Sanitário por Filtração Direta Ascendente. p. 145, 2007.

SEIBERT, D. et al. Two-stage integrated system photo-electro-Fenton and biological oxidation process assessment of sanitary landfill leachate treatment: An intermediate products study. **Chemical Engineering Journal**, v. 372, p. 471–482, set. 2019.

SHAHEDI, A. et al. A review on industrial wastewater treatment via electrocoagulation processes. **Current Opinion in Electrochemistry**, v. 22, p. 154–169, ago. 2020.

SILVA, B. C. D.; CALHEIROS, H. C. Capítulo 4 - Águas Superficiais. In: **CAPAZ, R. S.; NOGUEIRA, L. A. H. (Eds.). Ciências Ambientais para Engenharia**. Rio de Janeiro: Elsevier Editora Ltda., 2015. p. 85–122.

SRIDHAR, R. et al. Treatment of pulp and paper industry bleaching effluent by electrocoagulant process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, n. 2–3, p. 1495–1502, fev. 2011.

STARLING, M. C. V. M.; AMORIM, C. C.; LEÃO, M. M. D. Occurrence, control and fate of contaminants of emerging concern in environmental compartments in Brazil. **SI: Photocatalysis:Future Trend**, v. 372, p. 17–36, 15 jun. 2019.

TATSI, A. A. et al. Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. **Chemosphere**, v. 53, n. 7, p. 737–744, 1 nov. 2003.

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, out. 2012.

VON SPERLING, M.; PERRONI, A. **Urban Wastewater Treatment in Brazil**. [s.l.] Inter-American Development Bank, ago. 2016. Disponível em: <<https://publications.iadb.org/handle/11319/7783>>. Acesso em: 30 mar. 2020.

YAZICI GUVENC, S.; DINCER, K.; VARANK, G. Performance of electrocoagulation and electro-Fenton processes for treatment of nanofiltration concentrate of biologically stabilized landfill leachate. **Journal of Water Process Engineering**, v. 31, p. 100863, out. 2019.

YORIYA, S. Effect of Inter-Electrode Spacing on Electrolyte Properties and Morphologies of Anodic TiO₂ Nanotube Array Films. **Int. J. Electrochem. Sci.**, v. 7, p. 11, 2012.

ZAROUAL, Z. et al. Contribution to the study of electrocoagulation mechanism in basic textile effluent. **Journal of Hazardous Materials**, v. 131, n. 1–3, p. 73–78, 17 abr. 2006.