

REVISTA AIDIS

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

ELETROCOAGULAÇÃO APLICADA AO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

* Neanderson Galvão ¹
Jeanette Beber de Souza ²
Carlos Magno de Sousa Vidal ²

ELECTROCOAGULATION APPLIED TO LANDFILL LEACHATE TREATMENT

Recibido el 3 de noviembre de 2018; Aceptado el 30 de abril de 2020

Abstract

Landfill leachate is characterized by high polluting potential. In this context, the aim of this research was to evaluate the landfill leachate treatment performance by electrocoagulation varying the current densities (DC) and electrolysis time in color, turbidity, COD, BOD and Abs₂₅₄ removal, the effluent pH was monitored during the process. An electro reactor was used containing 8 monopolar iron electrodes, spaced 1 cm apart. The electrocoagulation tests were performed in triplicate, with the application of electric currents of 2, 3, 4 and 5 A, generating DCs: 64.4, 96.64, 128.86, 161.08 A/m², for each DC applied 15, 30, 60 and 90 minutes of electrolysis times were tested. It was observed the pH elevation when higher electrolysis times and DC's applied. For all parameters evaluated the highest removal efficiencies occurred with the application of DC 161.08 A / m², in 30 minutes of electrolysis there was 84% of color removal and in 60 minutes 87% of BOD removal and 44% of Abs₂₅₄, however for the parameters Turbidity and COD the highest removal efficiencies (82% and 46%) occurred in 90 minutes of electrolysis.

Keywords: electrolytic treatment, leachate, color, turbidity, organic matter removal.

¹ Programa de Engenharia Química, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil.

² Departamento de Engenharia Ambiental, Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná (Unicentro), Brasil.

*Autor correspondente: Programa de Engenharia Química, COPPE/UFRJ, Centro de Tecnologia - Rua Horácio Macedo, Bloco G, 2030 - 101 - Cidade Universitária da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro - RJ, CEP 21941-450. Email: neandersongalvao@gmail.com

Resumo

O lixiviado de aterro sanitário é caracterizado pelo seu elevado potencial poluidor. Nesse contexto o objetivo desse trabalho foi avaliar o desempenho do tratamento de lixiviado de aterro sanitário por eletrocoagulação variando as densidades de corrente (DC) e os tempos de eletrólise na remoção dos parâmetros cor verdadeira, turbidez, DQO, DBO e Abs_{254} , sendo que o pH do efluente foi acompanhado durante todo o processo. Foi utilizado um reator de 2L, contendo 8 eletrodos monopolares de ferro, distanciados 1 cm entre si. Os ensaios de eletrocoagulação foram realizados em triplicata, com aplicação das correntes elétricas de 2, 3, 4 e 5 A, gerando, respectivamente, as DC's de: 64.4, 96.64, 128.86, 161.08 A/m² e, para cada DC aplicada foram testados os tempos de eletrólise de 15, 30, 60 e 90 minutos. Foi observada a elevação do pH com a aplicação de maiores DC's e tempos de eletrólise. Para todos os parâmetros avaliados as maiores eficiências de remoção ocorreram com a aplicação da DC de 161.08 A/m², sendo que em 30 minutos de eletrólise houve 84% de remoção da cor e em 60 minutos 87% de remoção da DBO e 44% da Abs_{254} , já para os parâmetros Turbidez e DQO as maiores eficiências de remoção (82% e 46%, respectivamente) ocorreram em 90 minutos de eletrólise.

Palavras chave: tratamento eletrolítico, lixiviado, remoção de matéria orgânica, cor, turbidez.

Introdução

A disposição de resíduos sólidos em aterros sanitários é a prática mais comum de disposição e tratamento de resíduos (Mahmad et al., 2016). No entanto, a geração do lixiviado é um dos principais inconvenientes dessa prática. O lixiviado é o líquido gerado em decorrência da percolação da água da chuva, dos processos inerentes à decomposição bioquímica da matéria orgânica e da umidade natural dos resíduos (Ricordel e Djelal, 2014). Característico pela coloração escura, odor forte e desagradável, o lixiviado apresenta elevado potencial poluidor.

Devido à elevada concentração de compostos orgânicos complexos e substâncias tóxicas, o lixiviado, quando tratado de forma inadequada, pode contaminar os corpos hídricos (Fernandes et al., 2015). Dessa forma, o lixiviado de aterro sanitário deve ser coletado e tratado de maneira eficiente a fim de minimizar os impactos negativos ao meio ambiente.

Entretanto, o tratamento do lixiviado é um grande desafio, principalmente devido à complexidade na remoção dos compostos recalcitrantes presentes. Várias técnicas de tratamento são estudadas, tratamentos biológicos (reatores anaeróbios, sistemas de lagoas, lodos ativados, filtros biológicos), físico-químicos (coagulação, filtração adsortiva, precipitação química entre outros) e eletrolíticos (eletrocoagulação, eletroflotação, eletrooxidação, eletroredução). Entretanto, ainda não está bem estabelecida na literatura uma metodologia de tratamento eficiente do lixiviado, que seja efetiva na remoção dos mais variados compostos presentes.

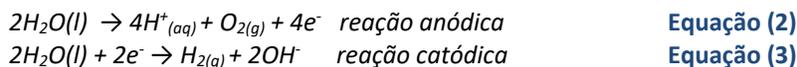
Nesse sentido, o tratamento eletroquímico mostra-se como uma interessante tecnologia na remoção de poluentes de efluentes complexos como o lixiviado (Candia-onfray et al., 2018). Essa

tecnologia de tratamento oferece um ótimo desempenho e é ajustável às variações de vazão e qualidade do efluente, demandando baixos requisitos de área (Tang et al., 2019)

De um modo geral, a eletrocoagulação (EC) é uma técnica de tratamento eletroquímico na qual uma variedade de partículas em suspensão e dissolvidas podem ser removidas de uma solução aquosa por eletrólise (Emamjomeh e Sivakumar, 2009). O reator eletrolítico, em sua forma mais simples, pode ser constituído por uma célula eletrolítica com um ânodo e um cátodo como eletrodos (García-García et al., 2015). Com a aplicação de uma corrente contínua nos eletrodos imersos no efluente, o metal (M) é oxidado à sua forma catiônica (M^{n+}) no ânodo (Equação 1). A principal reação que ocorre no ânodo é a dissolução (Al-Shannag et al., 2013):



Ao mesmo tempo em que a oxidação da água gera íons hidrogênio (H) e gás oxigênio no ânodo (2), e a água é reduzida a gás hidrogênio e íons hidróxido no cátodo (Equação 3) (Al-Shannag et al., 2013):



Os íons dos metais (M^{n+}) e íons hidroxila (OH^{-}) gerados nas superfícies de eletrodo reagem na massa líquida formando vários hidróxidos metálicos, como $Fe(OH)_2$ e $Fe(OH)_3$. As espécies de hidróxidos de metal que adsorvem prontamente são eficazes na desestabilização das partículas em suspensão. Esses hidróxidos podem remover poluentes da água, quer por complexação ou por atração eletrostática, seguido por coagulação, sedimentação ou flotação (Aji et al., 2012; Särkkä et al., 2015).

O tratamento por eletrocoagulação apresenta diversas vantagens, é um sistema com baixa geração de lodo, exige equipamentos simples e de fácil operação, evita a utilização de produtos químicos e é capaz de remover as partículas coloidais presentes no efluente (Mollah et al., 2001). A eletrocoagulação é uma alternativa promissora no tratamento de lixiviado, principalmente para aterros pequenos e descentralizados, em que simplicidade e robustez são requeridas (Mariam e Nghiem, 2010).

Nesse contexto, tornam-se necessários estudos no sentido de obter as melhores condições operacionais para a melhor eficiência dessa tecnologia no tratamento de lixiviados. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho do tratamento de lixiviado por eletrocoagulação, variando-se as densidades de corrente (DC) e os tempos de eletrólise na remoção dos parâmetros cor, turbidez, DBO, DQO e Abs254, bem como acompanhar a variação do pH ao longo dos ensaios, a fim de obter as melhores condições operacionais para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

Metodologia

Reator eletrolítico

O reator eletrolítico utilizado para os ensaios de eletrocoagulação foi confeccionado em vidro, com volume de 2L, em formato retangular, contendo 8 eletrodos monopolares (8 x 10 cm cada) compostos por placas de ferro, distanciadas 1 cm entre si e dispostas de forma a ficarem suspensas na massa líquida. Durante o tempo de eletrólise o efluente foi mantido sob agitação magnética para garantir o contato da massa líquida com os eletrodos.

O sistema foi operado em regime de batelada. Os eletrodos foram ligados a uma fonte de tensão digital de corrente contínua de bancada, assim, a densidade de corrente aplicada pôde ser controlada por meio da variação da corrente fornecida pela fonte de alimentação. Na Figura 1 é apresentado o desenho esquemático do reator eletrolítico empregado nos ensaios de eletrocoagulação.

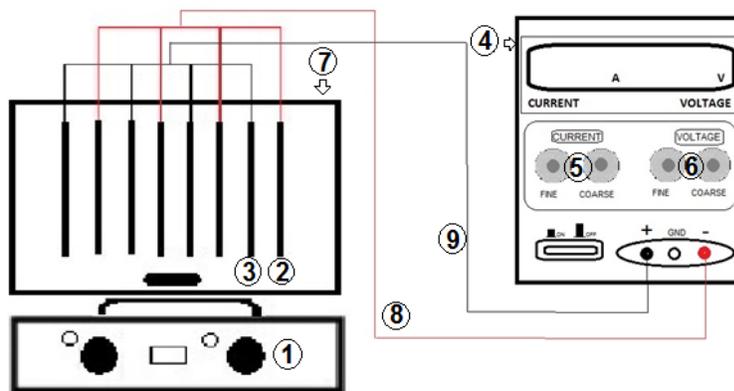


Figura 1. Esquema do reator eletrolítico utilizado nos ensaios de eletrocoagulação. 1- Agitador magnético, 2- eletrodo negativo (ânodo) 3- eletrodo positivo (cátodo) 4- Fonte de tensão 5- Controle da corrente 6- Controle da tensão 7- reator eletrolítico 8- conexão aos catodos 9- conexão aos ânodos.

Ensaio de eletrocoagulação

Os ensaios de eletrocoagulação foram realizados em triplicata, com aplicação das correntes elétricas de 2, 3, 4 e 5 A, gerando, respectivamente, as densidades de corrente (DC): 64.4, 96.64, 128.86 e 161.08 A/m², sendo que, para cada densidade de corrente aplicada foram testados tempos de eletrólise de 15, 30, 60 e 90 minutos.

Após cada ensaio de EC e antes das coletas das amostras tratadas, foi aguardado cerca de 30 minutos para a sedimentação dos flocos. Após cada batelada de ensaios, os eletrodos eram esfregados um no outro para remoção das incrustações mais grosseiras, enxaguados em água corrente, deixados de molho em solução de ácido clorídrico e lavados novamente, agora com água destilada.

A cada 30 minutos de eletrólise a polaridade dos eletrodos era invertida, ou seja, os eletrodos conectados ao polo positivo eram conectados ao polo negativo e vice e versa, a fim de evitar a passivação e promover um desgaste semelhante do material dos eletrodos, com exceção dos ensaios realizados nos tempos de 15 e 30 minutos, em que a polaridade era invertida na metade do tempo de cada batelada.

Os ensaios de eletrocoagulação foram realizados em triplicata, entretanto, a análise da eficiência de remoção do parâmetro DBO foi realizada sem repetição. Para os parâmetros DQO, DBO e Abs₂₅₄ não foi testado o tempo de eletrólise de 15 minutos, uma vez que, nesse tempo, em ensaios prévios realizados, não foram observadas eficiências significativas de remoção desses parâmetros.

Lixiviado

O efluente utilizado no presente estudo foi o lixiviado bruto proveniente de um aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos (RSU) de um município da região do Sul do Brasil, que, na ocasião do estudo, atendia 95% da população municipal e operava desde o ano de 2011, com área de 18 ha, recebendo em média 121,29 t/dia de RSU. A composição gravimétrica desses resíduos era representada por, aproximadamente, 40% resíduos orgânicos, 38% materiais passíveis de reciclagem e 22% rejeitos.

Caracterização físico-química do lixiviado

Inicialmente foi realizada a caracterização físico-química do efluente de acordo com os procedimentos indicados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) e apresentados sucintamente na Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos, métodos e equipamentos utilizados.

Parâmetro	Método e equipamentos
DBO	Método manométrico (5210) utilizando o sistema DBO Oxidirect Lovibond.
DQO	Método colorimétrico em refluxo fechado (5520 D) com digestão em bloco digestor e leitura em espectrofotômetro UV-vis.
DQO solúvel	Filtração em membrana de acetato (0,45 µm) - método colorimétrico em refluxo fechado (5520 D), digestão em bloco digestor e leitura em espectrofotômetro UV-vis.
Abs ₂₅₄	Filtração em membrana de acetato (0,45 µm) - Absorção Ultravioleta (5910 B) em cubeta de quartzo em espectrofotômetro UV-vis.
Condutividade	Método Eletrométrico (2510 B), condutímetro.
pH	Método Potenciométrico (4500 H ⁺ B), pHmetro.
Cor verdadeira	Método Colorimétrico (2120 C), espectrofotômetro.
Turbidez	Método Nefelométrico (2130), turbidímetro.

Resultados e discussões

Caracterização físico-química do lixiviado

Os resultados dos parâmetros físico-químicos empregados na caracterização do lixiviado bruto, bem como seus valores máximos, mínimos e de desvio padrão são apresentados na tabela 2.

Tabela 2. Caracterização Físico-química do lixiviado bruto

Parâmetro	Unidade	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão
Cor verdadeira	uC	3415	1785	4970	1301.35
Turbidez	uT	302	265	360	41.36
Abs ₂₅₄	-	9.795	7.72	13.715	2.77
DBO	mgO ₂ /L	923	375	1674	470.9
DQO solúvel	mgO ₂ /L	2618	2884	4068	542
DQO Total	mgO ₂ /L	4212	4036	4388	176
Condutividade	μS/cm	7.94	5.87	12.08	3.11
pH	-	7.9	7.6	8.2	0.30

Foi observado no lixiviado bruto elevada concentração de matéria orgânica, caracterizada pelos parâmetros DBO (923 mgO₂/L), DQO (4212 mgO₂/L) e Abs₂₅₄ (9.795), além de elevados valores de cor verdadeira e turbidez, indicando as concentrações de sólidos dissolvidos e suspensos respectivamente. Em relação ao pH, valores superiores a 7.6 foram detectados, o que, correlacionando à alcalinidade, demonstra valores típicos desse tipo de efluente.

Os elevados valores de condutividade apresentados pelo lixiviado empregado na pesquisa representam uma vantagem ao tratamento por eletrocoagulação, uma vez que, em efluentes com baixos valores de condutividade torna-se necessária a adição de eletrólitos para realização dos ensaios eletroquímicos. De acordo com Nguyen et al. (2016) a elevada condutividade garante que o processo eletrolítico funcione de forma mais eficiente, requerendo menores tempos de eletrólise, reduzindo os custos do processo em geral. Para garantir uma eficiência de tratamento razoável Attour et al. (2014) sugere que o efluente deva ter pelo menos 1 μS/cm².

Remoção de cor verdadeira

Na Figura 2 são apresentadas as médias dos valores do parâmetro cor verdadeira ao longo dos tempos de eletrólise para cada densidade de corrente aplicada. Na eletrocoagulação a cor é removida por coagulação das partículas coloidais, devido à ação dos hidróxidos formados e adsorção nos flocos (Top et al., 2011). O lixiviado bruto apresentou elevada cor verdadeira (3415 uC) devido a concentração de sólidos dissolvidos, advindos principalmente da absorção de partículas ao lixiviado ao percolar o maciço de resíduos no aterro. Após os ensaios de

eletrocoagulação utilizando os eletrodos de ferro, o efluente tratado apresentou coloração esverdeada. Esse fato pode ser atribuído à formação de sais ou óxidos do ferro residual.

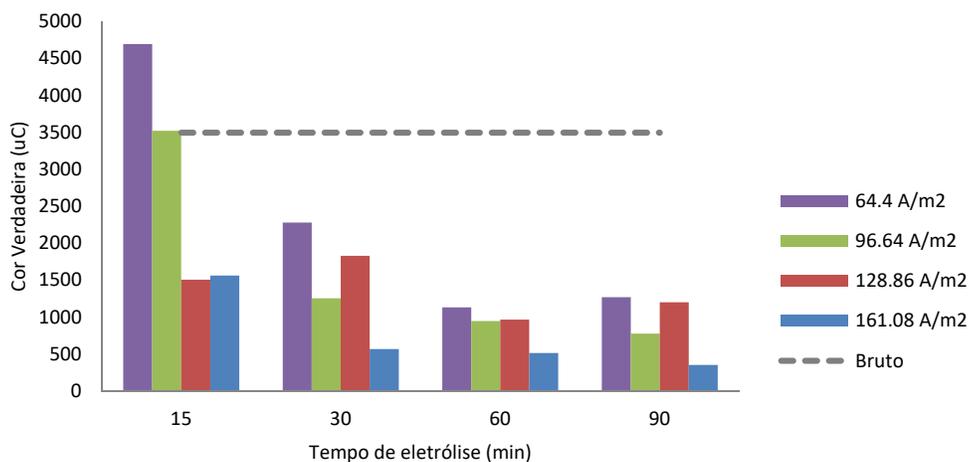


Figura 2. Cor verdadeira do lixiviado bruto e tratado em função dos tempos de eletrólise e densidade de corrente

Pôde-se observar que, no tempo de eletrólise de 15 minutos, com a aplicação da densidade de corrente (DC) de 96.64 A/m² não ocorreu remoção de cor e na DC de 64.4 A/m² houve elevação da cor. Nas menores densidades de corrente aplicadas, as velocidades de liberação do metal e por consequência de formação de coagulante e flocos são mais lentas, dessa forma o ferro liberado no início da eletrólise elevou os valores da cor no início do tratamento. Assim, com a aplicação de baixas DC's é necessário um maior tempo de eletrólise para remoção da cor. Ricordel e Djelal (2014) também observaram que a cor do lixiviado diminuiu acentuadamente nos primeiros 30 minutos de eletrólise, já em 210 minutos mais de 80% da cor foi removida.

As melhores condições de remoções ocorreram na maior DC aplicada, de 161,08 A/m². No tempo de 90 min a remoção de cor foi de 90%, entretanto para a mesma DC aplicada, a eficiência de remoção no tempo de 30 min já foi de 84%. Com a aplicação de maiores DC's são necessários menores tempos de eletrólise, uma vez que as velocidades de formação de coagulantes são maiores, assim uma maior quantidade de coagulante é liberada no sistema. Dia et al. (2016), no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, aplicando a DC de 100 A/m² em 30 minutos de eletrólise também alcançaram a remoção de cor de 85%. Entretanto, Pauli et al. (2018) empregaram eletrocoagulação seguida de tratamento biológico em lixiviado de aterro sanitário recém construído, com DC aplicada de 128.57 A/m² e observaram remoções próximas a 100% logo nos primeiros 40 min de eletrólise.

Remoção de Turbidez

Os resultados das médias da turbidez do lixiviado bruto e tratados por eletrocoagulação são apresentados na Figura 3.

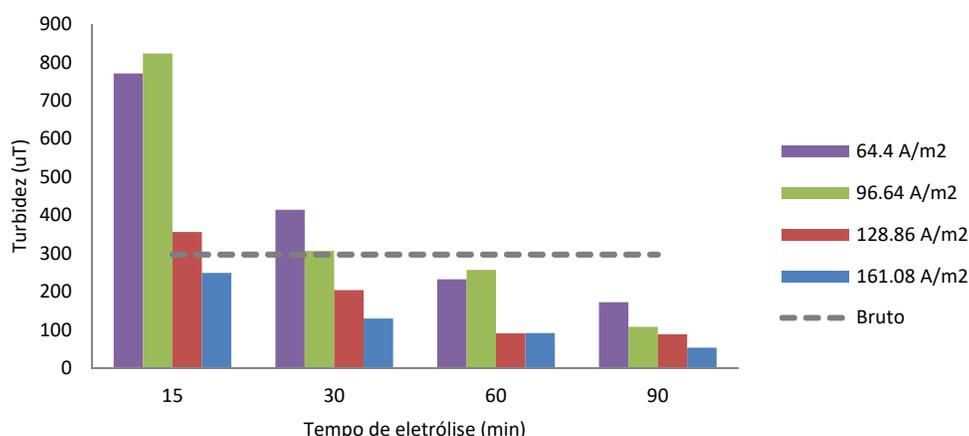


Figura 3. Turbidez do lixiviado bruto e tratado em função do tempo de eletrólise e densidade de corrente

O lixiviado bruto apresentou turbidez média de 297 uT. Assim como para o parâmetro cor, nos primeiros tempos de eletrólise a turbidez elevou-se a valores maiores que do efluente bruto devido à liberação de ferro no sistema. Como se pode observar na figura 3, na medida em que foram aplicadas densidades de corrente maiores, esse efeito foi diminuindo. No entanto, no tempo de eletrólise de 15 minutos para a maior densidade de corrente aplicada (161.08 A/m²) esse fenômeno não foi percebido, uma vez que em maiores DC a taxa de reação é mais rápida e o ferro liberado já forma o coagulante. Assim como observado por Ricordel e Djelal (2014), no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, também ocorreu elevação da turbidez no início do tratamento, e com a aplicação de maiores tempos de eletrólise os valores da turbidez foram diminuindo até permanecerem constantes.

As melhores eficiências de remoção de turbidez ocorreram na maior densidade de corrente aplicada, de 161.08 A/m², para todos os tempos de eletrólise. Pode-se observar pela figura 2 também que a melhor eficiência de remoção ocorreu no maior tempo de eletrólise para todas as DC's aplicadas. Sendo assim, a remoção máxima foi obtida aplicando a DC de 161.08 A/m² em 90 minutos (82%). A remoção da turbidez foi menos expressiva que a remoção da cor, requerendo maiores tempos de eletrólise, uma vez que a turbidez foi mais afetada pela liberação do metal no início do tratamento. As menores eficiências de remoção da turbidez ainda podem ser explicadas devido a possíveis flocos que romperam durante a coleta ou que não sedimentaram.

De acordo com Contreras et al. (2009) o aumento no tempo de eletrólise acarreta em melhores eficiências de remoção da turbidez. Mariam e Nghiem (2009), no tratamento de lixiviado de aterro sanitário por eletrocoagulação também observaram o aumento da eficiência de remoção da turbidez com o aumento do tempo de eletrólise de 20 para 80 minutos, alcançando remoções próximas a 80%, aplicando DC de 25 A/m².

Remoção de DQO

Os resultados das eficiências médias de remoção do parâmetro DQO solúvel (Demanda Química de Oxigênio) dos ensaios de eletrocoagulação são apresentados na Figura 4.

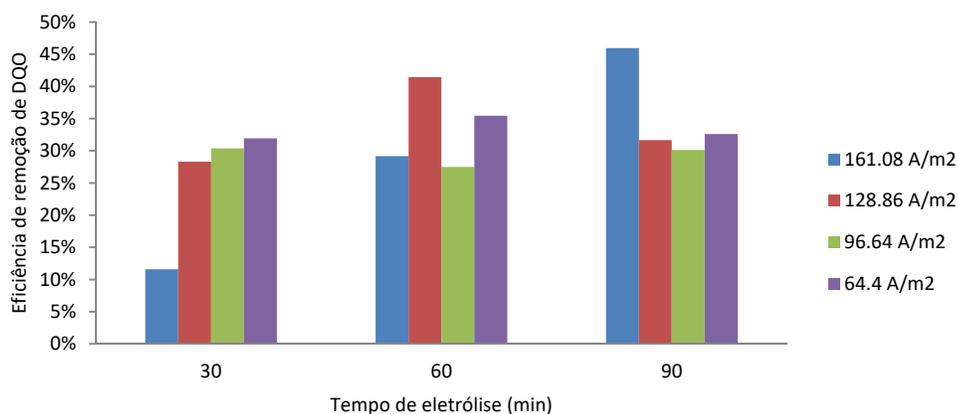


Figura 4. Remoções médias de DQO ao longo dos tempos de eletrólise para as densidades de corrente aplicadas

A DQO do lixiviado bruto foi em média 4212 mgO₂/L, característica desse tipo de efluente, uma vez que elevados teores de matéria orgânica são comuns em lixiviados, devido à assimilação de compostos orgânicos e também intermediários e produtos finais da decomposição de matéria orgânica advinda dos resíduos.

Em 30 minutos de eletrólise a melhor remoção de DQO (32%) ocorreu na menor DC aplicada (64.4 A/m²), seguindo uma ordem inversa do esperado, uma vez que com a aplicação de maiores DC ocorre a liberação de uma dosagem maior de coagulante no sistema, acarretando em uma remoção superior. Assim como ocorreu no estudo de Rusdianasari et al. (2017), que obtiveram a melhor condição de redução de DQO (de 1304 mg/L para 342 mg/L), na menor DC aplicada (30 A/m²). A melhor remoção de DQO entre os tratamentos ocorreu na DC de 161.08 A/m² e tempo de eletrólise de 90 minutos (46%). Assim como observado por Li et al. (2011), no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, que obtiveram remoção de 49,8% de DQO, com aplicação da DC de

496 A/m², em 90 minutos de eletrólise. E por Huda et al. (2017) no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, aplicando DC de 238 A/m² que obtiveram remoção 45%, em 60 minutos de eletrólise

As remoções de DQO foram inferiores à remoção dos parâmetros cor e turbidez, a remoção da DQO por eletrocoagulação utilizando eletrodos de ferro pode ser sutil, dependendo da forma com que a matéria orgânica está presente no efluente. Moreno-Casillas et al. (2007) reportaram que a remoção de DQO pode ser baixa quando compostos solúveis e miscíveis não reagem com o Fe²⁺ e/ou Fe³⁺, ou ainda, que a DQO pode aumentar quando compostos reagem com o Fe²⁺ e formam produtos solúveis que permanecem no efluente. Ricordel e Djelal (2014) sugerem que, na eletrocoagulação há remoção preferencial de compostos aromáticos, uma vez que compostos orgânicos de baixo peso molecular presentes no efluente não são eficientemente removidos, a DQO residual ainda pode ser devido à presença de compostos solúveis ou a partículas dispersas que não se aglomeraram.

Remoção de DBO

Os valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) do lixiviado bruto foram elevados quando comparados com os valores de DQO. Os resultados das remoções da DBO utilizando eletrodos de ferro são apresentados na Figura 5.

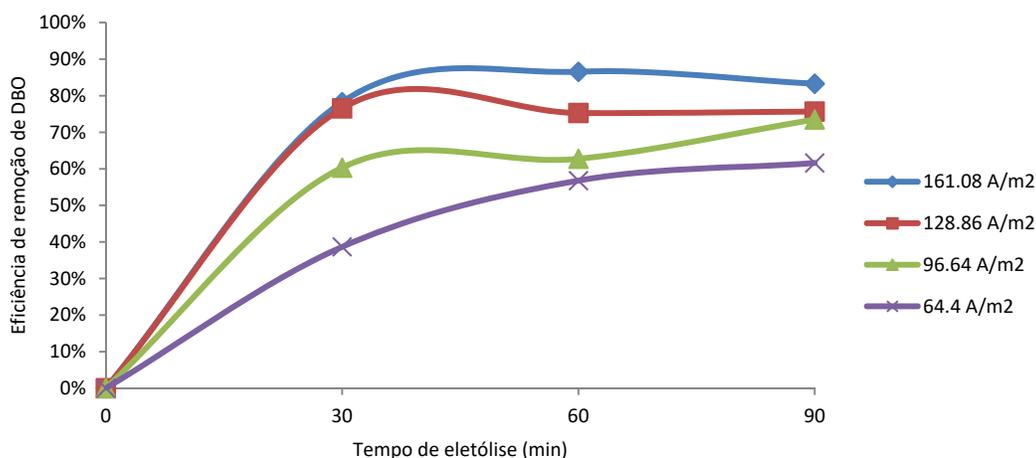


Figura 5. Remoções da DBO ao longo dos tempos de eletrólise para as densidades de corrente aplicadas

Como pode ser observado na figura 4, ocorreram elevadas eficiências na remoção de DBO. A melhor eficiência de remoção de DBO foi de 87% e ocorreu na DC de 161.08 A/m², no tempo de eletrólise de 60 minutos. Essas eficiências de remoção foram superiores às relatadas por

Rusdianasari et al. (2017), ao aplicarem a eletrocoagulação no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, com DC de 30 A/m² em 60 minutos de eletrólise. Do mesmo modo, Pauli et al. (2018) aplicando DC de 128.57 A/m², no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, com DBO média de 2.909 mg/L obtiveram remoções de aproximadamente 30% após 30 minutos de eletrólise.

Pôde-se observar que nas maiores DC aplicadas (161.08 A/m² e 128.86 A/m²) não houve grandes variações na remoção de DBO entre os tempos de eletrólise. As remoções na DC 161.08 A/m² foram de 87% e 83%, e de 75% e 76% na DC de 128.86 A/m² para os tempos de 30 e 60 minutos, respectivamente. Isso se deve ao fato de que, em maiores DC's, há maior quantidade de coagulante gerado logo nos tempos iniciais de eletrólise, devido à taxa de dissociação do ânodo ser maior. Sendo assim, grande parte da matéria orgânica biodegradável é removida logo nos primeiros tempos de eletrólise, e dessa forma as eficiências de remoção permanecem constantes ao longo dos tempos de eletrólise seguintes.

As eficiências de remoção de DBO foram superiores as de DQO, indicando a predominância de matéria orgânica biodegradável na forma coloidal, forma removida com maior facilidade por eletrocoagulação. Em geral, nos ensaios de eletrocoagulação ocorreu uma tendência de aumento das eficiências de remoção de DBO com a elevação das densidades de corrente e aumento dos tempos de eletrólise.

Eficiência da eletrocoagulação na Abs₂₅₄

Os resultados das eficiências médias de redução da Absorbância a 254 nm (Abs₂₅₄) após o tratamento do lixiviado por eletrocoagulação são apresentados na Figura 6. Nas DC's de 64.4 A/m² e 96.64 A/m² as maiores reduções da Abs₂₅₄ ocorreram em 60 minutos de eletrólise, 28% e 40%, respectivamente. Valores similares foram observados por Ricordel e Djelal (2014) que obtiveram redução de 47% da Abs₂₅₄, em 90 minutos de eletrólise e aplicando DC de 95 A/m² no tratamento de lixiviado de aterro sanitário cuja Abs₂₅₄ do efluente bruto era de 2.8. Melhores resultados foram obtidos por Dia et al. (2017) no tratamento por eletrocoagulação de lixiviado pré-tratado por biofiltro aeróbio cuja Abs₂₅₄ do lixiviado bruto era de aproximadamente 12.3, e alcançaram eficiências de redução de Abs₂₅₄ entre 79 e 80%, utilizando eletrodos de ferro, durante 20 minutos de eletrólise, com aplicação de DC de 80 A/m².

No presente estudo, as maiores reduções da Abs₂₅₄ entre os tratamentos ocorreram com a aplicação da DC de 161.08 A/m², nos tempos de eletrólise de 60 e 90 minutos obtendo-se reduções de 44% e 46%, respectivamente. Da mesma forma que o observado para a DQO, também para a Abs₂₅₄ as eficiências de remoção em 90 min mantiveram-se constantes, uma vez que grande parte da matéria orgânica suspensa e coloidal já tinham sido removidas nos tempos de eletrólise menores.

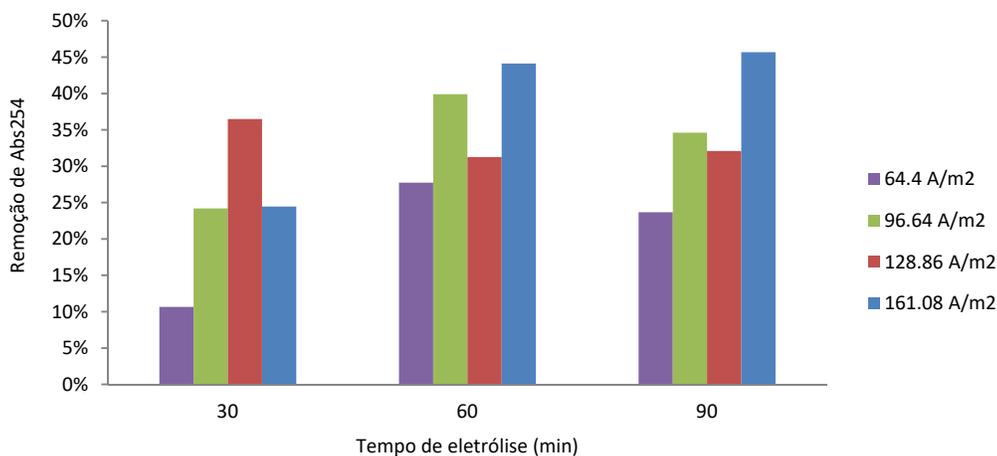


Figura 6. Remoções médias da Abs₂₅₄ após a eletrocoagulação com eletrodos de ferro ao longo dos tempos de eletrólise para as DC aplicadas

Varição do pH

As médias de variação do pH do lixiviado após a eletrocoagulação ao longo dos tempos de eletrólise para as DC's aplicadas podem ser observadas na Figura 7.

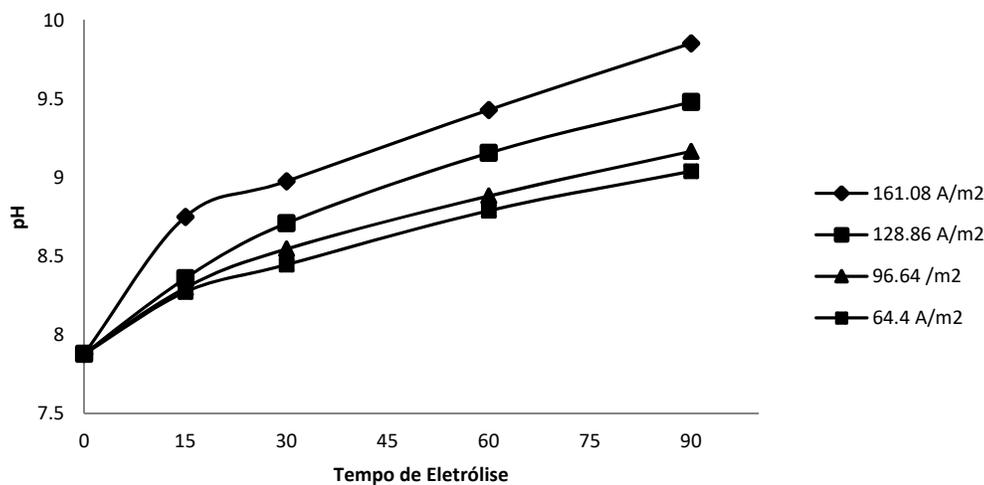


Figura 7. Variação do pH após os ensaios de eletrocoagulação ao longo dos tempos de eletrólise para as DC's

Com relação ao comportamento do pH do lixiviado, esse parâmetro oscilou à medida em que foram empregados maiores tempos de eletrólise. O pH entre os tratamentos variou, em média, de 8,2 a 9,8. Os maiores valores de pH foram verificados no tempo de eletrólise de 90 minutos, com a aplicação da DC de 161.08 A/m², apresentando pH final médio de 9,8. Observou-se ainda que o pH elevou-se conforme foram aplicadas DC maiores. A elevação do pH também foi observada em trabalhos similares que empregaram a EC no tratamento de lixiviado de aterro sanitário (Ricordel e Djelal,2014; Mariam e Nghiem,2010; Kallel et al., 2017; Bouhezila et al.,2011).

A elevação do pH é explicada pela produção de íons hidroxila (OH⁻) no cátodo através da redução eletroquímica da água que ocorre por meio das reações catódicas (Equação 3). Assim a geração desses íons acarreta na alcalinização próxima à superfície dos eletrodos (Dia et al, 2016; Ricordel; Djelal, 2014). Sendo assim, a elevação do pH ocorreu devido à dominância das atividades no cátodo (Bouhezila et al., 2011). Nesse sentido, quanto maiores os tempos de eletrólise e as DC's aplicadas, maior será a geração de hidroxila, conseqüentemente maior será a elevação do pH do efluente tratado.

Conclusões

Pôde-se observar que ocorreu a elevação do pH conforme o efluente foi exposto a maiores tempos de eletrólise e maiores DC's. Esse fenômeno ocorreu devido à maior quantidade de hidroxilas liberadas nessas condições. Durante o processo também ocorreu elevações da cor e da turbidez nas menores DC's aplicadas. Fenômeno observado devido ao fato de que, em baixas DC's, a velocidade de formação do coagulante é mais lenta, dessa forma ocorre liberação de ferro solúvel (e não na forma de hidróxidos) na massa líquida no início do tratamento. Sendo assim, menores DC's exigem maiores tempos de eletrólise para que ocorra a formação do coagulante.

Para todos os parâmetros avaliados as maiores eficiências de remoção ocorreram na maior DC aplicada de 161.08 A/m². Elevadas eficiências de remoção dos parâmetros cor (84%) já foram observados em 30 e em 60 minutos. Entretanto, para o parâmetro turbidez são exigidos maiores tempos de eletrólise, as melhores eficiências de remoção (82%) ocorreram no maior tempo de eletrólise estudado (90 min).

Em relação à matéria orgânica, as melhores remoções de DBO e Abs₂₅₄ (87% e 44%, respectivamente), ocorreram logo no início dos tratamentos quando aplicada a maior DC, indicando que a matéria orgânica biodegradável e compostos orgânicos aromáticos já são removidos no início do tratamento. Por outro lado, menores DC's demandam maiores tempos de eletrólise para eficiências de remoção significativas. Foi observado também o aumento das eficiências de remoção de DBO com a elevação das densidades de corrente e prolongamento dos tempos de eletrólise.

Entretanto, para o parâmetro DQO as maiores remoções (46%) ocorreram no maior tempo de eletrólise estudado (90 min), também com a aplicação da DC de 161.08 A/m², indicando que, para remoção de compostos orgânicos refratários são exigidos maiores tempos de eletrólise e DC's mais altas, a fim de produzir mais coagulante.

O tratamento proposto apresentou elevadas eficiências de remoção dos parâmetros avaliados. Sendo indicada a aplicação da DC de 161.08 A/m² em 90 minutos de eletrólise, para garantir a melhor eficiência do processo. Entretanto, seria interessante a combinação com um tratamento posterior para atendimento a legislações mais restritivas e menor consumo de energia aplicando menores DC's e tempos de eletrólise, uma vez que uma única etapa de tratamento não é suficiente para tratar um efluente tão concentrado e complexo.

Referencias bibliográficas

- Al-Shannag, M., Bani-Melhem, K., Al-Anber, Z., Al-Qodah, Z. (2013) Enhancement of COD-Nutrients Removals and Filterability of Secondary Clarifier Municipal Wastewater Influent Using Electrocoagulation Technique. *Separation Science and Technology (Philadelphia)*, **48**(4), 673-680. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/01496395.2012.707729>
- Al Aji, B., Yavuz, Y., Koparal, A. S. (2012) Electrocoagulation of heavy metals containing model wastewater using monopolar iron electrodes. *Separation and Purification Technology*, **86**, 248-254. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2011.11.011>
- APHA, AWWA, WEF (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater. 21edition, Washington, USA.
- Attour, A., Touati, M., Tlili, M., Ben Amor, M., Lopicque, F., Leclerc, J. P. (2014) Influence of operating parameters on phosphate removal from water by electrocoagulation using aluminum electrodes. *Separation and Purification Technology*, **123**, 124-129. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2013.12.030>
- Bouhezila, F., Hariti, M., Lounici, H., Mameri, N. (2011) Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor. *Desalination*, **280**(1-3), 347-353. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2011.07.032>
- Candia-Onfray, C., Espinoza, N., Sabino da Silva, E. B., Toledo-Neira, C., Espinoza, L. C., Santander, R., García, V., Salazar, R. (2018) Treatment of winery wastewater by anodic oxidation using BDD electrode. *Chemosphere*, **206**, 709-717. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.175>
- Contreras, J., Villarroel, M., Navia, R., Teutli, M. (2009) Treating landfill leachate by electrocoagulation. *Waste Management and Research*, **27**(5), 534-541. doi: <http://dx.doi.org/10.1177/0734242X08096974>
- de Pauli, A. R., Espinoza-Quiñones, F. R., Trigueros, D. E. G., Módenes, A. N., de Souza, A. R. C., Borba, F. H., Kroumov, A. D. (2018) Integrated two-phase purification procedure for abatement of pollutants from sanitary landfill leachates. *Chemical Engineering Journal*, **334**, 19-29. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2017.10.028>
- Dia, O., Drog, P., Buelna, G., Rino, D., Ihsen, B. S. (2016) Coupling biofiltration process and electrocoagulation using magnesium-based anode for the treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Management*, **181**, 477-483. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.06.067>
- Dia, O., Drogui, P., Buelna, G., Salah, B., Dub, R. (2017) Electrocoagulation of bio-filtrated landfill leachate: Fractionation of organic matter and influence of anode materials. *Chemosphere*. **168**, 1136-1141. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.092>

- Emamjomeh, M. M., Sivakumar, M. (2009) Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation / flotation processes. *Journal of Environmental Management*, **90**(5), 1663-1679. doi: <https://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.011>
- Fernandes, A., Pacheco, M. J., Ciríaco, L., Lopes, A. (2015) Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: Present and future. *Applied Catalysis B: Environmental*, 176-177, 183-200. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apcatb.2015.03.052>
- García-garcía, A., Martínez-miranda, V., Martínez-cienfuegos, I. G., Almazán-sánchez, P. T., Castañeda-juárez, M., Linares-hernández, I. (2015) Industrial wastewater treatment by electrocoagulation - electrooxidation processes powered by solar cells. *Fuel*, **149**, 46-54. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2014.09.080>
- Huda, N., Raman, A. A. A., Bello, M. M., Ramesh, S. (2017) Electrocoagulation treatment of raw landfill leachate using iron-based electrodes: Effects of process parameters and optimization. *Journal of Environmental Management*, **204**, 75-81. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.028>
- Kallel, A., Attour, A., Trabelsi, I. (2017). Electro-coagulation treatment of raw and autoclaved landfill leachate with aluminum electrodes: case study of Djebel Chakir (Tunisia). *Arabian Journal of Geosciences*, **10**(4), 2-9. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s12517-017-2872-9>
- Li, X., Song, J., Guo, J., Wang, Z., Feng, Q. (2011) Landfill leachate treatment using electrocoagulation. *Procedia Environmental Sciences*, **10**(PART B), 1159-1164. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.185>
- Mahmad, M. K. N., Rozainy, M. A. Z. M. R., Abustan, I., Baharun, N. (2016) Electrocoagulation Process by Using Aluminium and Stainless Steel Electrodes to Treat Total Chromium, Colour and Turbidity. *Procedia Chemistry*, **19**, 681-686. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.proche.2016.03.070>
- Mariam, T., Nghiem, L. D. (2010) Landfill leachate treatment using hybrid coagulation-nanofiltration processes. *Desalination*, **250**(2), 677-681. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2009.03.024>
- Mollah, M. Y. A., Schennach, R., Parga, J. R., Cocke, D. L. (2001) Electrocoagulation (EC)- Science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, **84**(1), 29-41. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00176-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00176-5)
- Moreno-Casillas, H. A., Cocke, D. L., Gomes, J. A. G., Morkovsky, P., Parga, J. R., Peterson, E. (2007) Electrocoagulation mechanism for COD removal. *Separation and Purification Technology*, **56**(2), 204-211. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2007.01.031>
- Nguyen, D. D., Ngo, H. H., Guo, W., Nguyen, T. T., Chang, S. W., Jang, A., Yoon, Y. S. (2016) Can electrocoagulation process be an appropriate technology for phosphorus removal from municipal wastewater? *Science of the Total Environment*, **563-564**, 549-556. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.045>
- Ricordel, C., Djelal, H. (2014). Treatment of landfill leachate with high proportion of refractory materials by electrocoagulation: System performances and sludge settling characteristics. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **2**(3), 1551-1557. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2014.06.014>
- Rusdianasari, Taqwa, A., Jaksen, Syakdani, A. (2017) Treatment of landfill leachate by electrocoagulation using aluminum electrodes. *MATEC Web of Conferences*, **101**. doi: <http://dx.doi.org/10.1051/mateconf/201710102010>
- Särkkä, H., Vepsäläinen, M., Sillanpää, M. (2015) Natural organic matter (NOM) removal by electrochemical methods - A review. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, **755**, 100-108. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jelechem.2015.07.029>
- Tang, J., Zhang, C., Shi, X., Sun, J., Cunningham, A. (2019) Municipal wastewater treatment plants coupled with electrochemical , biological and bio-electrochemical technologies : Opportunities and challenge toward energy self-sufficiency. *Journal of environmental management*, **234**, 396-403. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.097>
- Top, S., Sekman, E., Hoşver, S., Bilgili, M. S. (2011). Characterization and electrocaogulative treatment of nanofiltration concentrate of a full-scale landfill leachate treatment plant. *Desalination*, **268**(1-3), 158-162. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.10.012>