
Copyright 2018, ABRACO

Trabalho apresentado durante o INTERCORR 2018, em São Paulo, no mês de maio de 2018.

As informações e opiniões contidas neste trabalho são de exclusiva responsabilidade do(s) autor(es).

Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário pelo processo de eletrocoagulação utilizando eletrodos de ferro e alumínio

Júlia Cesa Pagnusati^a, Taís Sabedot Pertile^b, Eliena Jonko Birriel^c

Abstract

In this work, the treatment of landfill leachate by the Electrocoagulation process (EC) using iron and aluminum electrodes, separately, was investigated. The leachate used comes from the Rincão das Flores sanitary landfill in the municipality of Caxias do Sul - RS. The chemical oxygen demand (COD), ammoniacal nitrogen (NH₃-N), pH and electrical conductivity parameters were evaluated in relation to current density and electrolysis time. Initially, it was verified that iron electrodes presented higher COD removal results (63%), however, aluminum electrodes were more efficient in removal of NH₃-N (23.5%). It has been observed that increasing the current density and electrolysis time leads to a greater removal of contaminants from the effluent. In the work, a comparison of the EC process with the chemical coagulation process was performed, with the same amounts of Al⁺³ in solution. The chemical coagulation process showed higher removal of COD (63%) and turbidity (89%) and the EC process in the removal of NH₃-N (23.5%) and the smaller amount of sludge generated. Finally, the EC process, combined with other effluent treatment techniques, can be used to treat landfill leachate, aiming at the environmentally correct disposal of the same.

Keywords: Electrocoagulation, landfill leachate, iron and aluminum electrodes.

Resumo

Neste trabalho, foi investigado o tratamento de lixiviado de aterro sanitário pelo processo de Eletrocoagulação (EC) utilizando eletrodos de ferro e alumínio, separadamente. O lixiviado utilizado é proveniente do aterro sanitário Rincão das Flores do município de Caxias do Sul – RS. Os parâmetros de Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio amoniacal (NH₃-N), pH e condutividade elétrica foram avaliados em relação a densidade de corrente e o tempo de eletrólise. Inicialmente, verificou-se que os eletrodos de ferro apresentam resultados superiores de remoção de DQO (63%), porém, os eletrodos de alumínio mostraram-se mais eficientes na remoção de NH₃-N (23,5%). Observou-se que ao aumentar a densidade de corrente e o tempo de eletrólise ocorre uma maior remoção de contaminantes do efluente. No trabalho, foi realizada uma comparação do processo de EC com o processo de coagulação química, com as mesmas quantidades de Al⁺³ em solução. O processo coagulação química apresentou resultados superiores de remoção de DQO (63%) e turbidez (89%) e o processo de EC na remoção de NH₃-N (23,5%) e na menor quantidade de lodo gerado. Por fim, o processo

^a Engenheira Química – UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL

^b Doutoranda, Engenheira Química – UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL

^c Doutora, Professora - UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL

de EC, combinado com outras técnicas de tratamento de efluente, pode ser utilizado para tratamento de lixiviado de aterro sanitário, visando o descarte ambientalmente correto do mesmo.

Palavras-chave: Eletrocoagulação, Lixiviado de aterro sanitário, eletrodos de ferro e alumínio.

Introdução

A decomposição dos resíduos sólidos, aliada a fatores ambientais, resulta em um líquido escuro, de odor característico, denominado lixiviado. Esse lixiviado apresenta elevada carga orgânica, inorgânica e toxicidade, além de conter diversas espécies de microrganismos. Dessa forma, se lançado nos corpos receptores sem tratamento específico, causa sérios danos ambientais (1).

A complexidade no tratamento do lixiviado de aterros sanitários está relacionada com esta grande variabilidade de compostos presentes, a influência de fatores climáticos e a idade do aterro, necessitando assim de um tratamento diferenciado para cada unidade operacional (2).

Atualmente, o tratamento físico-químico de coagulação química é o mais utilizado para tratar lixiviados de aterros estáveis e como um pré-tratamento para remover partículas coloidais e materiais flutuantes. Entretanto, há uma necessidade de desenvolver técnicas inovadoras, com baixo custo, e mais eficazes para tratamento de lixiviado, que visam diminuir a quantidade de produtos químicos utilizados e a não transferência do efluente para outras fases do processo (3).

O processo de eletrocoagulação se destaca de outros métodos por ser uma técnica versátil, de fácil operação e sem custos adicionais com reagentes químicos (4). O processo de eletrocoagulação consiste em uma célula eletrolítica com ânodos e cátodos, que, através de uma diferença de potencial aplicada no sistema, resulta na geração de determinados compostos coagulantes in situ, por meio da dissolução de seus eletrodos (3).

Desta forma, o objetivo deste trabalho é avaliar o teor da remoção de contaminantes do lixiviado de aterro sanitário utilizando o processo de eletrocoagulação com eletrodos de ferro e alumínio.

Metodologia

Lixiviado de aterro sanitário

O lixiviado utilizado neste trabalho é proveniente do Aterro Sanitário Rincão das Flores do município de Caxias do Sul – RS, Brasil. As amostras para realização dos experimentos de EC foram coletadas após tratamento biológico. O tratamento biológico do processo consta com 3 lagoas aeradas facultativas, seguida de 3 tanques aerados.

Reator de EC

O reator no qual foram realizados os ensaios de EC foi confeccionado em acrílico com dimensões 28,4 cm x 15,2 cm x 21,8 cm e espessura de 6 mm, apresentando um volume total de 7 L e volume útil de 5 L. Para este trabalho foram utilizadas placas retangulares de ferro¹ e de alumínio com as dimensões de 140 mm x 100 mm e 2 mm de espessura, denominadas eletrodos. O sistema de eletrodos foi montado com seis placas conectadas eletricamente em paralelo com uma distância de 30 mm entre elas, conforme Figura 1.

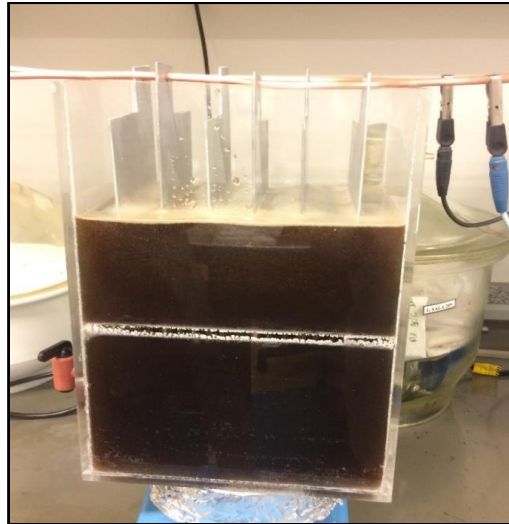


Figura 1 - Reator de eletrocoagulação

Experimentos de eletrocoagulação

Os ensaios com o lixiviado pós tratamento biológico foram realizados variando densidade de corrente entre: 8 mA/cm² e 16 mA/cm²; o tempo de eletrólise entre: 20 min e 45 min, utilizando eletrodos de ferro e alumínio separadamente. Através dos ensaios realizados foi possível avaliar o efeito da densidade de corrente e do tempo de eletrólise para os dois tipos de eletrodos utilizados. O efluente foi caracterizado pelos ensaios de: pH, turbidez, condutividade, DQO e NH₃-N.

Experimentos de coagulação química

O processo de EC foi comparado com o processo de coagulação química, utilizando o coagulante Al₂(SO₄)₃ e simulado a mesma dosagem de Al³⁺ no meio reacional do processo de EC com eletrodos de alumínio, densidade de corrente de 16 mA/cm² e tempo de eletrólise de 45 min. Os efluentes foram comparados pelos parâmetros de DQO, pH, turbidez, NH₃-N e, por uma análise gravimétrica do lodo seco gerado, através da secagem do lodo em estufa a 60°C por 48 horas.

¹ Aço de baixo carbono com 99,35% de ferro

Medida dos parâmetros físico-químicos

A Tabela 1 apresenta as metodologias e as normas utilizadas na execução das análises físico-químicas.

Tabela 1 – Metodologias das análises físico-químicas

Parâmetro (unidade)	Metodologia	Equipamento e/ou Norma
pH	Potenciometria	pHmetro Digime, modelo DM-22
Turbidez (NTU)	Método Nefelométrico	SMEWW - Método 2130 B
Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	Condutivimetria	Condutivímetro Digimed, modelo DM-32
DQO ($\text{mg O}_2/\text{L}$)	Método de refluxo aberto com dicromato de potássio	SMEWW - Método 5220 B
DBO ($\text{mg O}_2/\text{L}$)	Teste de DBO de 5 dias	SMEWW – Método 5210 B
NH_3N (mg/L)	Etapa de Destilação Preliminar seguida do Método Titrimétrico	SMEWW - Método 4500 B e C.

Resultados e discussão

Caracterização do Lixiviado

Na Tabela 2 são representadas as características físico-químicas do lixiviado após tratamento biológico do aterro sanitário Rincão das Flores.

Tabela 2 - Características físico-químicas do lixiviado após tratamento biológico

Parâmetro	pH	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	NH_3 (mg/L)	Turbidez (NTU)	Condutividade (mS/cm)
Valor	8,24	211,7	1841	655,64	340	10,64

Resultado da utilização de diferentes eletrodos no processo de EC

Os eletrodos de alumínio e ferro são os principais eletrodos utilizados no processo de EC, devido ao seu baixo custo, elevada eficiência e prontamente disponíveis. Além de serem responsáveis pela formação dos principais agentes coagulantes, como $\text{Al}(\text{OH})_3$ no caso de eletrodos de alumínio e $\text{Fe}(\text{OH})_2$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$ quando utilizados eletrodos de ferro (3).

Para verificar a eficiência de cada um destes eletrodos no processo de EC, foram realizados ensaios aplicando uma densidade de corrente de 16mA/cm^2 e um tempo de eletrólise de 45 min. Nestes ensaios, foram investigados os parâmetros de DQO, Turbidez e $\text{NH}_3\text{-N}$ e os resultados são apresentados na Figura 2.

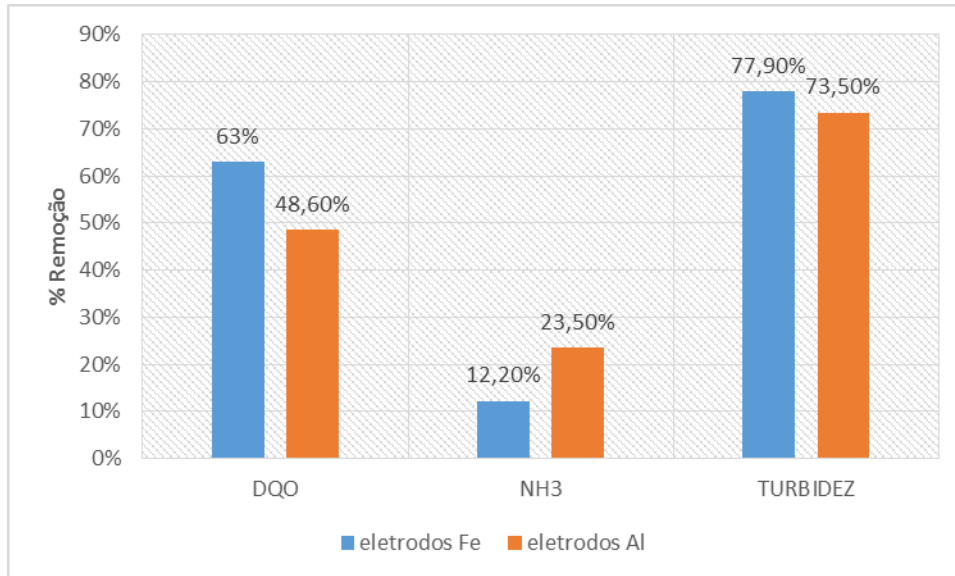


Figura 2 - Efeito da utilização de eletrodos de ferro e alumínio no processo de EC

Os eletrodos de ferro obtiveram uma remoção superior de DQO e turbidez, removendo 63% e 77,9%, respectivamente, e quando utilizado eletrodos de alumínio a remoção foi de 49% e 73,5%, respectivamente. Na remoção de NH₃-N, os eletrodos de ferro obtiveram uma remoção de 12,2% e os eletrodos de alumínio 23,5 %.

Este comportamento pode ser explicado pelas diferentes espécies hidrolisadas de ferro que podem ser formadas e que apresentam maior afinidade com as substâncias húmicas que os compostos de alumínio formados. Outro fator importante a ser mencionado, é que nos eletrodos de alumínio ocorre formação de um filme de óxido na superfície (Al₂O₃), o que pode diminuir a eficiência dos mesmos pelo processo de passivação (5).

Efeito do tempo de eletrólise no processo de EC

O efeito do tempo de eletrólise é um parâmetro relevante na otimização do processo de EC, o qual previne o uso excessivo de energia elétrica, pois a partir de determinado tempo de eletrólise não é mais possível remover contaminantes devido ao desgaste dos eletrodos ou remoção suficiente de poluentes (6).

Visando esta otimização do processo de EC, foram realizados experimentos com os tempos de eletrólise de 20 min e 45 min, sendo aplicado uma densidade de corrente de 16 mA/cm². Na Figura 3 é observado que ao aumentar o tempo de eletrólise ocorreu um aumento na remoção de DQO de 43,8% para 63% utilizando os eletrodos de ferro e 33,7% para 49% utilizando os eletrodos de alumínio.

E, na remoção de NH₃-N os eletrodos de ferro obtiveram um aumento de remoção de 9,4% para 12% e os eletrodos de alumínio obtiveram um aumento de 2,7% para 23,5%.

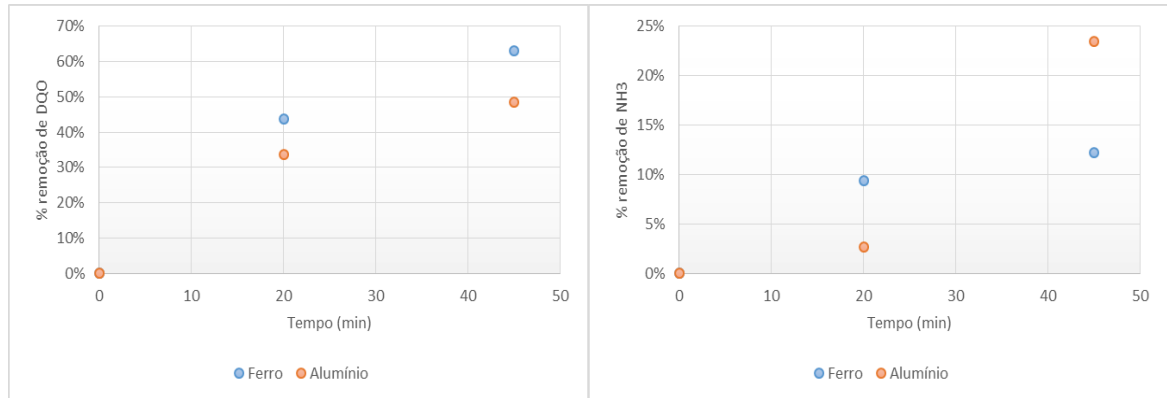


Figura 3 - Efeito do tempo de eletrólise teor de remoção de NH₃-N e DQO

Esse aumento da remoção de contaminantes é característico do processo, visto que quanto maior for o tempo de eletrólise maior a quantidade de íons ferro e alumínio dissolvidos no meio reacional e, conseqüentemente, maior eficiência do processo (3).

Efeito da densidade de corrente no processo de EC

A densidade de corrente é um importante parâmetro que determina a quantidade de metal que será oxidada no ânodo, ou seja, a quantidade de coagulante do meio reacional (7). Para verificar o comportamento da densidade de corrente no processo de EC, foram realizados experimentos aplicando as densidades de 8 mA/cm² e 16 mA/cm² com um tempo de eletrólise de 45 min utilizando os eletrodos de ferro e alumínio. A Figura 4 representa o efeito da densidade de corrente na remoção de DQO e NH₃-N.

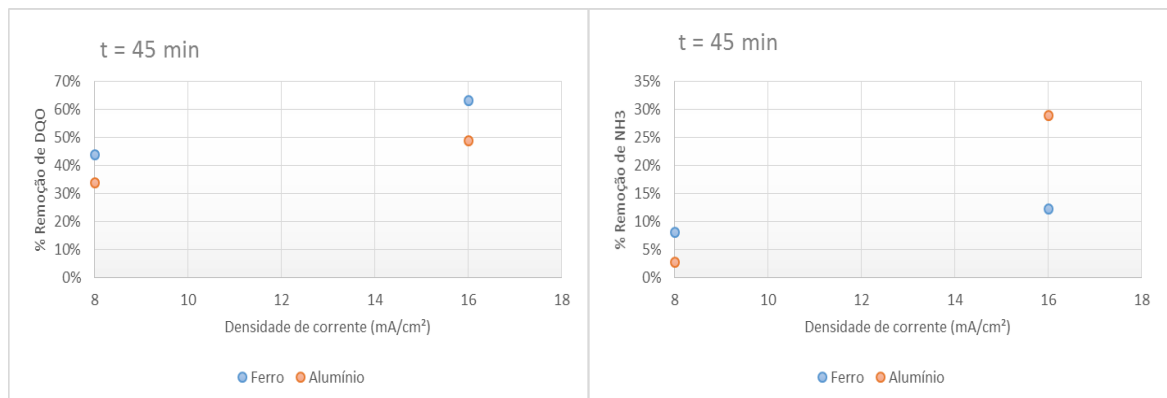


Figura 4 - Efeito da condutividade elétrica teor de remoção de NH₃-N e DQO

Os resultados apontam que o aumento da densidade de corrente promove uma maior oxidação dos eletrodos, gerando uma maior liberação do agente coagulante in situ e, por consequência, uma maior eficiência de remoção de contaminantes (3).

Utilizando eletrodos de ferro obteve-se um aumento de 43,8% para 63% na remoção de DQO e utilizando eletrodos de alumínio o aumento foi de 33,7% para 48,6%. Na remoção de NH₃-N, utilizando eletrodos de ferro, foi de 8,1% para uma densidade de corrente de 8 mA/cm² e para uma densidade de 16 mA/cm² a remoção foi de 12,2%. Para os eletrodos de alumínio o aumento foi de 2,7% utilizando a corrente de 8 mA/cm² para 28,9% utilizando a corrente de 16 mA/cm².

Efeito do pH

A variação do pH durante o processo de EC foi monitorada e é mostrada na Figura 5. Os resultados mostram um aumento dos valores do pH do lixiviado de aterro sanitário durante o processo de EC, aplicando as correntes de 8 mA/cm² e 16 mA/cm².

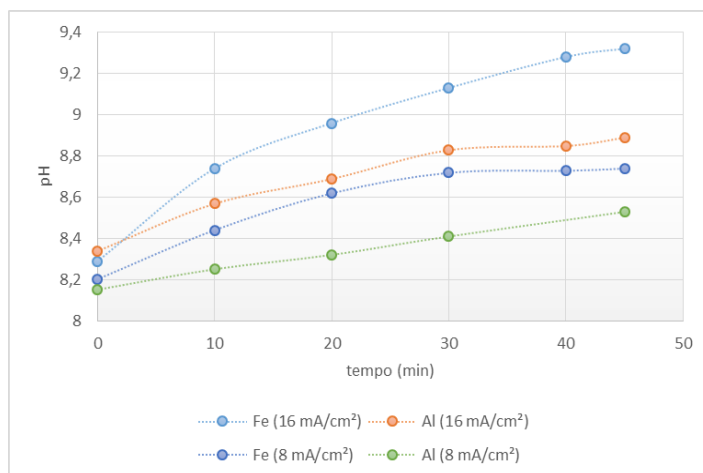
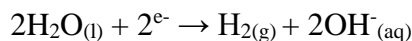


Figura 5 - Variação dos valores de pH durante os processos de EC

Esse aumento dos valores de pH durante o processo de EC podem ser caracterizados pelo consumo de H⁺ para geração de hidrogênio (H₂), e pela redução da água no cátodo, aumentando a quantidade de OH⁻ na solução, contribuindo para o aumento do pH, conforme equação química (8):



Efeito da condutividade elétrica

A variação da condutividade elétrica também foi investigada, e os resultados são mostrados na Figura 6.

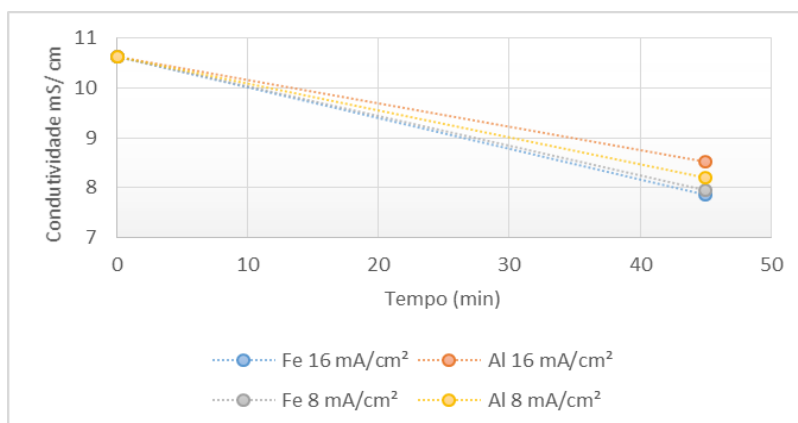


Figura 6 - Valores da condutividade elétrica do lixiviado de aterro sanitário durante o processo de EC

De acordo com os resultados experimentais, ao fim do processo de EC observou-se uma queda nos valores da condutividade elétrica do lixiviado de aterro sanitário. Essa queda ocorreu utilizando densidades de corrente de 8 mA/cm² e de 16 mA/cm² e pode ser caracterizado pela diminuição da quantidade íons dissolvidos e partículas coloidais, as quais foram adsorvidas pelos agentes coagulantes formados.

Comparação entre coagulação química e eletrocoagulação

Para fins de comparação da remoção de contaminantes do processo de EC com a coagulação química, foram avaliados os parâmetros de DQO, NH₃-N e turbidez do processo de coagulação química e do processo de EC, nas mesmas condições de Al³⁺ em solução. Os resultados são apresentados na Figura 7.

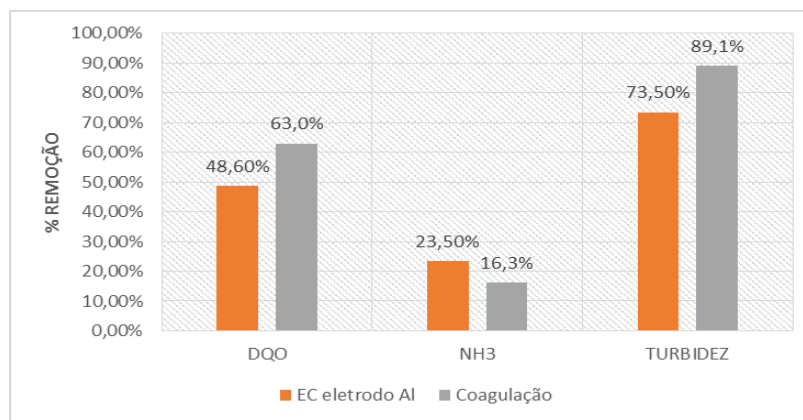
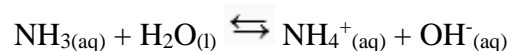


Figura 7 - Comparação do processo de coagulação química e EC

O ensaio de coagulação química apresentou resultados superiores de remoção de DQO, totalizando 63% e com o processo de EC atingiu-se 48,6% de remoção de DQO. Na remoção de NH₃-N o processo de EC apresentou resultados superiores, removendo 23,5%. Isso pode ser caracterizado pelo aumento do pH no processo levando a conversão da íon amônio em amônia gasosa, conforme equação:



E, devido à agitação e a formação de microbolhas no processo de EC, esta amônia ser facilmente arrastada pelo ar (9).

Para evidenciar a menor geração de lodo no processo de EC em relação ao processo convencional de coagulação química, foi quantificado o lodo seco gerado em ambos os processos. Os resultados da análise de lodo seco são mostrados na Figura 8.

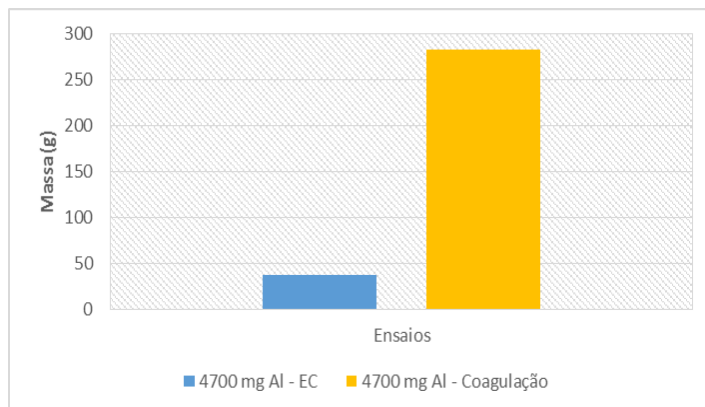


Figura 8 - Comparação da quantidade de lodo gerado pelo processo de EC e coagulação química

A Figura indica que o processo de EC gera uma menor quantidade de lodo que o processo convencional de coagulação química, pois grande parte das impurezas flota devido à formação de bolhas de $H_{2(g)}$ e $O_{2(g)}$ geradas na redução e oxidação dos eletrodos (10).

A Tabela 3 apresenta uma comparação dos resultados das análises físico-químicas do lixiviado tratado por coagulação química e do lixiviado tratado por EC.

Tabela 3 - Comparação lixiviado tratado por coagulação química e lixiviado tratado por EC

Parâmetro	Lixiviado tratado Coagulação química	Lixiviado tratado EC
pH	6,00	8,89
Condutividade (mS/cm)	10,26	8,53
Al (mg/L)	100,00	31,44
DBO (mg/L)	195,5	211,7
DQO (mg/L)	681	946
NH_3-N (mg/L)	546,37	499,48
NTK (mg/L)	628,84	524,85
Turbidez (NTU)	37	90

Observa-se que o pH no processo de EC, tem a tendência de manter-se constante, em contrapartida no processo convencional de coagulação química o pH tende a diminuir, sendo necessário a adição de alcalinizante para neutralizar o mesmo (3).

A principal desvantagem da utilização da técnica de coagulação química é devido à adição de um produto químico, o que pode causar impactos ambientais em decorrência da toxicidade das substâncias utilizadas. No caso da utilização de um coagulante a base de sulfato pode acarretar numa maior concentração de sulfato no efluente final alterando a qualidade da água nos corpos receptores.

Outra desvantagem evidenciada é que no processo de coagulação química a concentração de alumínio dissolvido é superior à concentração do processo de EC, e o alumínio é um

composto com toxicidade elevada, que ao ser descartado em concentrações elevadas prejudica o crescimento das plantas e contamina os corpos receptores (5).

Conclusões

Baseados nos resultados encontrados o processo de EC pode ser utilizado como uma etapa do tratamento de lixiviado de aterro sanitário, removendo 63% de DQO, 78% de turbidez e 23,5% de $\text{NH}_3\text{-N}$ do lixiviado sem adição de produtos químicos.

Ambos os eletrodos apresentaram resultados satisfatórios na remoção de contaminantes, sendo que eletrodos de ferro apresentaram resultados de remoção de DQO e turbidez superiores aos eletrodos de alumínio. E, na remoção de $\text{NH}_3\text{-N}$, os eletrodos de alumínio apresentaram resultados superiores.

Nos experimentos foi verificado que a utilização de maiores densidades de corrente e maiores tempos de eletrólises apresentaram resultados superiores de remoção de contaminantes. Sendo neste trabalho os melhores resultados obtidos com um tempo de eletrólise de 45 minutos e densidade de corrente de 16 mA/cm^3 , sendo estas as condições ótimas de operação.

Em comparação com a coagulação química, o processo de EC apresentou resultados superiores de remoção de $\text{NH}_3\text{-N}$ e a coagulação química na remoção de DQO e turbidez. A quantidade de lodo gerado pelo processo de EC, em comparação com o processo de coagulação química é visivelmente menor, sendo uma vantagem desta técnica em relação ao processo de coagulação química.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Universidade de Caxias do Sul, o Laboratório de Corrosão e Proteção Superficial (LCOR) e o Laboratório de Análises e Pesquisas Ambientais (LAPAM) pelo apoio e suporte na realização dos experimentos e análises físico-químicas.

Referências bibliográficas

- (1) MAIA, Iracema Souza et al. Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Florianópolis, v. 20, n. 4, p. 665–675, 2015.
- (2) MORAIS, Josmaria Lopes De; SIRTORI, Carla. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional. **Química Nova**, Curitiba, v. 29, n. 1, p. 20–23, dez. 2005.
- (3) CRESPILO, Frank Nelson; REZENDE, Maria Olímpia Oliveira. **Eletroflotação: princípios e aplicações**. 1.ed. São Paulo: RIMA, 2004.
- (4) THEODORO, Paulo Sergio. **Utilização de eletrocoagulação no tratamento de efluentes da indústria galvânica**. 2010, 136 f. Dissertação (Engenharia Química, área de concentração em Desenvolvimento de Processos) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Programa de Pós- Graduação em Engenharia Química, Cascavel, 2010.
- (5) MOLLAH, M Yousuf A et al. Electrocoagulation (EC) — science and applications. **Hazardous Materials**, Beaumont , v. 84, p. 29–41, 2001.

- (6) HASSANI, Ghasem et al. Optimization of Landfill Leachate Treatment Process by Electrocoagulation, Electroflotation and Sedimentation Sequential Method. **International Journal of Electrochemical Science**, Ahvaz, v. 11, p. 6705–6718, jul. 2016.
- (7) HOLT, Peter K; BARTON, Geoffrey W; MITCHELL, Cynthia A. The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. **Chemosphere**, Sydney, v. 59, p. 355–367, out. 2004.
- (8) HOLT, Peter K et al. A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. **Colloids and surfaces**, Sydney, v. 211, n. 2002, p. 233–248, 2002.
- (9) ILHAN, Fatih et al. Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. **Hazardous Materials**, Istanbul, p. 9 , out. 2007.
- (10) CHEN, Guohua. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, Hong Kong, v. 38, n. 1, p. 11–41, out. 2004.