

Evaluation of Parameters in the Removal of Linear Alkylbenzene Sulfonate Anionic Surfactant Using Electrocoagulation

Angel Villabona-Ortíz; Candelaria Tejada-Tovar; Lenis De-La-Rosa-
Jiménez

Citación: A. Villabona-Ortíz, C. Tejada-Tovar, L. De-La-Rosa-
Jiménez, “Evaluation of Parameters in the Removal of Linear
Alkylbenzene Sulfonate Anionic Surfactant Using Electrocoagulation,”
Revista Facultad de Ingeniería, vol. 30 (55), e11570, 2021.
<https://doi.org/10.19053/01211129.v30.n55.2021.11570>

Recibido: Octubre 08, 2020; **Aceptado:** Diciembre 20, 2020;
Publicado: Enero 01, 2021

Derechos de reproducción: Este es un artículo en acceso abierto
distribuido bajo la licencia [CC BY](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)



Conflicto de intereses: Los autores declaran no tener conflicto de
intereses.

Evaluation of Parameters in the Removal of Linear Alkylbenzene Sulfonate Anionic Surfactant Using Electrocoagulation

Angel Villabona-Ortíz¹

Candelaria Tejada-Tovar²

Lenis De-La-Rosa-Jiménez³

Abstract

The objective of the present investigation was to construct an electrocoagulation cell in a batch system and to evaluate its capacity to remove the anionic surfactant of the linear alkylbenzene sulfonate (LAS), which is present in gray water determining the effect of the type of electrodes (Al or Fe), distance between electrodes (1, 1.5 and 2 cm) and voltages (10, 15 and 20 V). The experimental tests were carried out for 20 min. The dimensions of the short wave electrolysis cell built in glass were 26 cm long, 7 cm wide and 12 cm high, with 10 electrodes of 12x6 cm supported by a PVC structure. The concentration of LAS in the solution was determined by employing UV-Vis spectrometry applying the Methylene Blue Active Substances (MBAS) method. A higher removal of 65.55% was obtained when aluminum electrodes were used, and 69.11% with iron electrodes a separation of 1.5 cm and a voltage of 20 V, presenting less change in pH, conductivity, and energy consumption when using the Al₃ electrode. When evaluating the effect of time at the best experimental configuration (Al, 1.5 cm, 20 V) it was established that the removal efficiency increased to 75.13% in 60 min.

¹ M. Sc. Universidad de Cartagena (Cartagena-Bolívar, Colombia). , Process Design and Biomass Utilization Research Group (IDAB) avillabonao@unicartagena.edu.co. ORCID: [0000-0001-8488-1076](https://orcid.org/0000-0001-8488-1076)

² M. Sc. Universidad de Cartagena (Cartagena-Bolívar, Colombia). , Process Design and Biomass Utilization Research Group (IDAB) ctejadat@unicartagena.edu.co. ORCID: [0000-0002-2323-1544](https://orcid.org/0000-0002-2323-1544)

³ Chemical Engineering, Universidad de Cartagena, Process Design and Biomass Utilization Research Group (IDAB), lenny4728@gmail.com

Electrocoagulation with aluminum electrodes is presented as an efficient alternative for the removal of LAS in solution.

Keywords: emerging contaminants; electrochemistry; LAS; shortwave electrolysis.

Evaluación de parámetros en la remoción de surfactante aniónico tipo alquilbenceno sulfonato lineal usando electrocoagulación

Resumen

El objetivo de la presente investigación fue construir una celda de electrocoagulación en sistema por lotes y evaluar su capacidad de remover el surfactante aniónico de tipo Alquilbenceno sulfonato lineal (LAS) presente en aguas grises determinando el efecto del tipo de electrodos (Al o Fe), distancia entre electrodos (1, 1.5 y 2 cm) y voltajes de (10, 15 y 20 V). Los ensayos experimentales se realizaron durante 20 min. Las dimensiones de la celda electrólisis de onda corta construida en vidrio fueron 26 cm de largo, 7 cm de ancho y 12 cm de alto, con 10 electrodos de 12x6 cm sostenidos por una estructura de PVC. Se determinó la concentración de LAS en la solución mediante espectrometría UV-Vis aplicando el método el método de Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM). Se obtuvo una mayor remoción del 65.55% cuando se usó electrodos de aluminio, y 69.11% con electrodos de hierro una separación de 1.5 cm y un voltaje de 20 V, presentándose menor cambio en el pH, conductividad y consumo energético al usar el electrodo de Al³. Al evaluar el efecto del tiempo a la mejor configuración experimental (Al, 1.5 cm, 20 V) se estableció que la eficiencia de remoción aumentó a 75.13% en 60 min. Se presenta la electrocoagulación con electrodos de aluminios como una alternativa eficiente para la remoción de LAS en solución.

Palabras clave: contaminantes emergentes; electrólisis de onda corta; electroquímica; LAS.

Avaliação de parâmetros na remoção de tensoativo aniônico do tipo alquilbenzenossulfonato linear por eletrocoagulação

Resumo

O objetivo desta pesquisa foi construir uma célula de eletrocoagulação em sistema batelada e avaliar sua capacidade de remover o surfactante aniônico tipo alquilbenzeno sulfonato (LAS) linear presente na água cinza, determinando o efeito do tipo de eletrodos (Al ou Fe), distância entre os eletrodos (1, 1,5 e 2 cm) e tensões de (10, 15 e 20 V). Os testes experimentais foram realizados por 20 min. As dimensões da célula de eletrólise de onda curta construída em vidro eram 26 cm de comprimento, 7 cm de largura e 12 cm de altura, com 10 eletrodos de 12x6 cm apoiados em estrutura de PVC. A concentração de LAS na solução foi determinada por espectrometria UV-Vis aplicando o método de Substâncias Ativas para Azul de Metileno (SAAM). Obteve-se uma remoção maior de 65,55% quando se utilizou eletrodos de alumínio e 69,11% com eletrodos de ferro uma separação de 1,5 cm e tensão de 20 V, apresentando menor alteração no pH, condutividade e consumo de energia quando se utiliza o eletrodo de Al₃. Ao avaliar o efeito do tempo para a melhor configuração experimental (Al, 1,5 cm, 20 V), foi estabelecido que a eficiência de remoção aumentou para 75,13% em 60 min. A eletrocoagulação com eletrodos de alumínio se apresenta como uma alternativa eficiente para a remoção do LAS em solução.

Palavras-chave: poluentes emergentes; eletrólise de ondas curtas; eletroquímica; LAS.

I. INTRODUCCIÓN

Los procesos de tratamiento de agua potable enfrentan grandes desafíos en la optimización de tecnologías para evitar el vertimiento de contaminantes al medio, que podrían causar problemas en salud humana y afectación ambiental [1-2]. Los contaminantes emergentes (EP), quienes comprenden una amplia gama de compuestos químicos, productos farmacéuticos, cuidado personal, agentes tensoactivos, cosméticos, plastificantes y aditivos industriales, con efecto sobre la salud y el ambiente [3]. Los surfactantes son EP son vertidos en los efluentes producto de su uso en la limpieza del hogar, productos para el cuidado personal y las industrias como la textil, pinturas, polímeros, productos farmacéuticos, la minería, la recuperación de petróleo, celulosa y papel [4-5]. Entre estos, el sulfonato alquilbenceno lineal (LAS), es el agente tensoactivo aniónico más difundido a nivel mundial, ampliamente usado en detergentes, productos de cuidado personal, puede dañar branquias de los peces [6].

Se han implementado diferentes tecnologías en la remoción de surfactantes, tales como bio-filtración, tratamiento UV, tratamientos biológicos u oxidativos, y cloración [7]. Por lo anterior, la aplicación de la coagulación o la electrocoagulación, son una alternativa a las tecnologías convencionalmente empleadas en la remoción de EPs [8]. La electrocoagulación es una tecnología que remueve contaminantes suspendidos, disueltos o emulsificados en el agua por medio de la electricidad [1]. Se ha usado en la remoción de lauril sulfato de sodio, alcanzando 94,98% de eficiencia [8]; así como en la eliminación de fosfatos con electrodos de hierro de hierro y aluminio, encontrando que la eficiencia aumenta con el voltaje alcanzando un 78 % de remoción [9], y al remover colorantes se logró una eficiencia de 97.57 % [10]. La tecnología de electrocoagulación combina coagulación, flotación y procesos electroquímicos en una celda; la cual contiene electrodos, para generar coagulantes y burbujas de gas hidrógeno para eliminar contaminantes en las aguas residuales [11]. Los electrodos usados están hechos comúnmente de aluminio (Al) o hierro (Fe). Cuando se aplica la corriente a los ánodos, los iones se liberan de la placa y se dispersan en la solución a granel; estos iones, desestabilizan la suspensión de

partículas y forman pequeños flóculos por la disminución de la repulsión electrostática entre partículas [12]. En el cátodo, el agua se disocia en OH^- e H_3O^+ o H^+ , que producen hidrógeno gaseoso (burbujas) para elevar los flóculos a la parte superior del reactor, y luego son atrapados en la espumareda [13]. Simultáneamente, los cationes (Al^{3+} , Fe^{2+} o Fe^{3+}) reaccionan con iones OH^- para producir diferentes especies, como $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Al}(\text{OH})_3$, y complejos hidroxocatiónicos cargados [11, 14-15].

En el tratamiento de aguas por electrocoagulación; así, se reporta para la remoción de Boro la determinación de la isoterma del contaminante sobre el electrodo de Aluminio empleado, considerando que la Ley de Faraday corresponde al modelo de isoterma de Langmuir [16]. También, se ha implementado el modelado asistido por computador usando la Metodología de Superficie de Respuesta (RSM) [17-18]. Así, el objetivo del presente estudio fue diseñar y evaluar el desempeño de una celda de electrocoagulación a escala laboratorio en el tratamiento de aguas grises, optimizando su funcionamiento realizando cambios en el material de los electrodos, la distancia entre ellos y la corriente suministrada.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

En esta investigación se usó en la determinación del surfactante en agua: Fenolftaleína como indicador de pH, Hidróxido de sodio (NaOH) 1 N y Ácido Fulvúrico (H_2SO_4) 1 N y 6 N para ajustar el pH de las soluciones, Cloroformo para preservar las muestras, Azul de metileno, Peróxido de Hidrogeno al 30 % v y Fosfato sódico monobásico monohidratado. Todos los reactivos fueron de grado analítico. La concentración remanente en la solución se determinó por espectrofotometría usando un Espectrofotómetro UV/Vis Shimadzu UV 1700

A. Diseño de experimentos

Se implementó el diseño de experimentos de tipo factorial multinivel, donde se consideró como variables independientes la distancia entre electrodos (1, 1.5 y 2 cm), material del electrodo de sacrificio (Aluminio o Hierro) y la tensión eléctrica

suministrada al sistema (10, 15, 20), y como variable de respuesta la cantidad de surfactante removido (mg/L), para un total de 18 experimentos. Se mantuvo constante el volumen de la solución (mL), pH, área expuesta (cm²), intensidad de corriente (A), tipo de corriente (AC/DC), número de electrodos (10), configuración de los electrodos (monopolar/bipolar), conductividad (μS/cm) y el tiempo de contacto (20 min).

B. Construcción del sistema de electrocoagulación

La celda de electrocoagulación se construyó en vidrio de electrocoagulación en vidrio de 10 mm con 26 cm x 7 cm de base y 12 cm de alto; la zona de espuma del electrocoagulador se realizó una estructura en PVC ubicada en los bordes superiores de las paredes exceptuando la pared frontal de la celda.

C. Cuantificación de la solución con surfactante

La determinación de la concentración de surfactante en el agua se realizó siguiendo el método S.M. 5540 C, conocido como el método de Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM) que permitió conocer la concentración de LAS [19]. La concentración de LAS se determinó mediante espectroscopia UV-VIS con una longitud de onda de 652nm en un espectrofotómetro marca Biobase modelo BK-UV1900.

D. Remoción de surfactantes por electrocoagulación

Se preparó soluciones sintéticas agregando 1.2, 0.6 y 0.3g de detergente por litro de solución, y se determinó la concentración en 203.45, 186.5 y 104.49mg/L, respectivamente. Se tomó el valor la solución con el valor más cercano a las aguas reales (0.6 g de detergente/L). La Tabla 1 muestra los valores de concentración de las pruebas realizada a la solución sintética.

Tabla 1. Concentración de LAS en solución de agua gris del primer ciclo.

Prueba	Unidades	Resultado	Método
1	mg /L	190.83	S.M 5540 C
2	mg /L	186.50	S.M 5540 C
3	mg /L	180.66	S.M 5540 C

Durante los experimentos realizados se trabajó con una disolución de LAS a una concentración de 186 mg/L elaborada a partir de 2 L de agua y 1.2 g de detergente. Para cada prueba se llenó la celda de electrocoagulación con 1.8 L de la solución a tratar, y se sumergieron los electrodos, teniendo un área de contacto 48cm² por electrodo, dando un total de 480 cm² de área total. Los ensayos experimentales se realizaron siguiendo el diseño experimental; se fijó el voltaje de operación en 10 V. Se colocó 1800 mL de agua sintética en el equipo de electrocoagulación por 20 min a pH de 9.57, conductividad de 815 μ s, posteriormente se removieron los electrodos y se dejó decantar la solución durante una hora; para determinar la concentración de LAS remanente en la solución luego de efectuado el proceso, se tomó una muestra de 250 mL del agua ubicada del centro del reactor con el fin de no sacar ni agitar los sedimentos del fondo. El procedimiento anterior se realizó para los dos electrodos evaluados (Al y Fe) variando el potencial eléctrico suministrado al sistema y la distancia entre electrodos. El porcentaje de remoción de surfactante se determinó mediante la Ecuación 1.

$$ER(\%) = \frac{C_i - C_f}{C_i} \quad (1)$$

Durante la experimentación se midió el pH, conductividad eléctrica y temperatura, inicial y final de la solución. La evaluación del efecto del tiempo sobre la eficiencia de remoción se determinó usando la mejor configuración obtenida en un lapso de 60 minutos, se tomará datos (pH, conductividad y temperatura) a los 5, 10, 15, 20, 40 y 60 minutos.

III. RESULTADOS

En esta sección se presenta el diseño y construcción de la celda de electrocoagulación, y los resultados de los ensayos de remoción de LAS.

A. Diseño y construcción de la celda de electrocoagulación

El reactor está conformado en primer lugar por el recipiente, el sistema eléctrico, los electrodos y el sistema separador de estos. Se determinó el largo de la celda (CL) se calculó usando las ecuaciones 2 y 3 [4, 17].

$$CL = (\# \text{ electrodos} - 1)(\text{dist. max entre electrodo} + \text{espesor de electrodo}) + 2(\text{dist. de electrodos a la cara frontal}) \quad (2)$$

Tomando en cuenta la cantidad de electrodos (10), su espesor (0.1 cm), la mayor distancia entre electrodos que se usara (2 cm), y la distancia entre el primer y último electrodo de la paredes frontal y trasera de la celda respectivamente (3.5 cm).

$$CL = (10 - 1) * (2\text{cm} + 0.1\text{cm}) + 2(3.5\text{ cm}) \cong 26\text{cm} \quad (3)$$

El ancho y el largo de la celda son de 7 y 12 cm para obtener una capacidad total de 2184 cm³. Las paredes de la celda son de vidrio con un espesor de 1 cm. En los bordes superiores laterales y trasero se colocó una estructura de PVC que cumple la función de zona de espuma de 1 cm de alto. En su totalidad se cuenta con 20 electrodos, 10 placas de aluminio y 10 de hierro y cada uno de estos tiene las siguientes dimensiones: 6 cm de ancho, 12 cm de alto y 1 mm de espesor en los extremos superiores se encuentran dos orificios de 0.75 cm de diámetro, los cuales son atravesados por una barra de acero aislada con una manguera flexible de PVC transparente, como se muestra en la Figura 1.

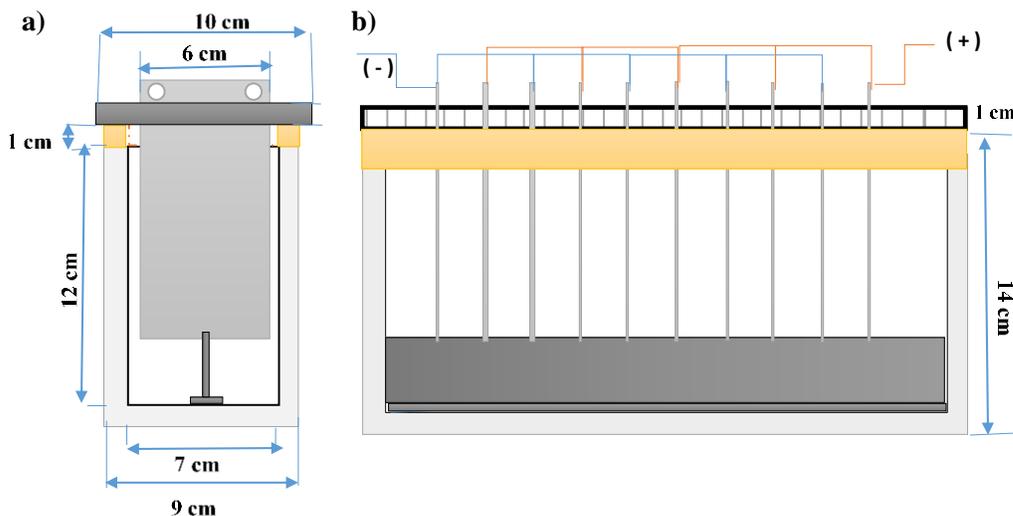


Fig. 1. Celda de electrocoagulación a) vista frontal y b) vista lateral.

B. Efecto del material del electrodo, distancia entre electrodos y voltaje

Se encontró que la mayor remoción obtenida con los dos metales es de 65.55 % para el aluminio y 69.11 % para el hierro, a las mismas condiciones evaluadas de voltaje (20 V) y separación de electrodos (1.5 cm). Se ha reportado que los reactores electroquímicos con electrodos de sacrificio de aluminio, dan mejor resultados en la remoción dureza, sulfatos, fosfatos, así como aguas residuales e industriales con, turbiedad y sustancias orgánicas; mientras que el hierro era más eficiente en la remoción de sustancias inorgánicas, como metales pesados, sílice color, grasas y aceites [20]. Otro factor a tomar en cuenta es el pH de la solución que al inicio es de 9.57 en promedio y el cual subió al implementar la electrocoagulación con electrodos de hierro, siendo 11.7 el máximo valor registrado, mientras que con el aluminio el pH no varía significativamente (Figura 2); éste es un factor determinante en los procesos de electrocoagulación, pues determina las reacciones electroquímicas en medio acuoso [21].

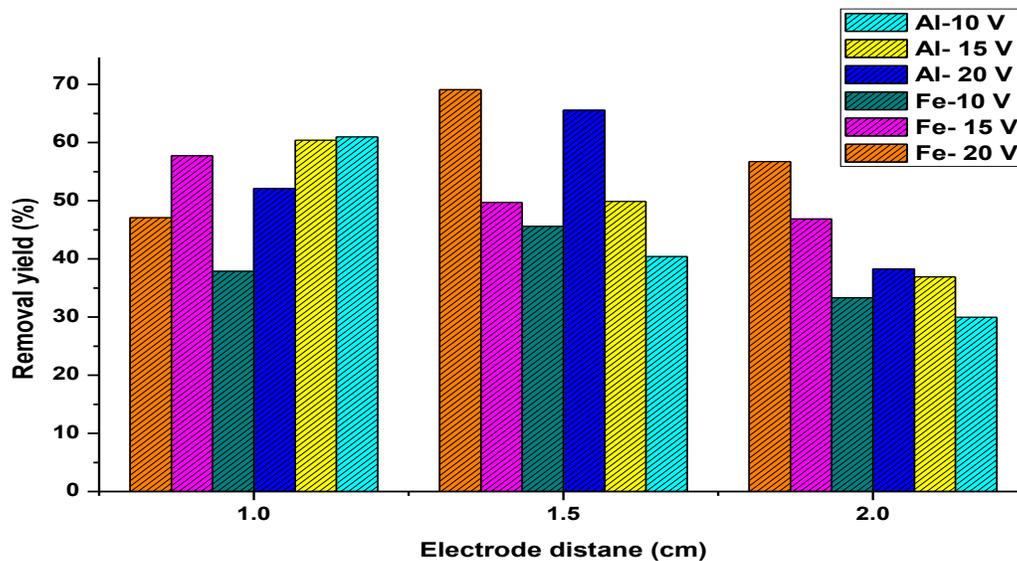


Fig. 2. Efecto del voltaje, distancia de electrodos y material del electrodo sobre la eficiencia de remoción de LAS.

El pH afecta la solubilidad de los hidróxidos metálicos y el mecanismo predominante del proceso electrocoagulación [22]. Durante la electrocoagulación con electrodos de hierro se pueden generar diversos compuestos dependiendo de las condiciones de la solución. [23]. La distancia entre electrodos juega un papel fundamental ya que, la cantidad de corriente se ve favorecida a medida que se disminuye la distancia entre electrodos [24-25], donde la remoción es mayor con la menor distancia 1 cm, para voltaje de 10 y 15V para electrodos de aluminio y 15 V para el hierro, para valores de 20 V la mejor distancia es de 1.5 cm para los dos tipos de electrodos y lo mismo para valores de 10 V en electrodos de hierro.

Del efecto de la variación del voltaje se puede decir que, a mayor corriente mayor es la generación de iones metálicos por el electrodo de sacrificio (ánodo), mayor remoción la producción de burbujas de hidrogeno en el cátodo aumenta al aumentar la corriente lo que puede ayudar a la remoción [26]. Se observó un comportamiento experimental esperado (Figura 3), donde la mayor remoción se da con el mayor voltaje de 20 V y una separación entre electrodos de 1.5 cm, y los valores menores de remoción con voltajes de 10 V y separación de electrodos 2 cm, para los dos tipos de electrodo (aluminio y hierro). Los mayores porcentajes de remoción fueron de 65.55 % y 69.11 % para aluminio y hierro respectivamente, la relación entre voltaje y remoción es directamente proporcional a excepción cuando se trabajó con una separación de electrodos de 1 cm donde las mayores remociones fueron 60.99 % a 10 V para el aluminio y 57.74 % a 15 V para el hierro.

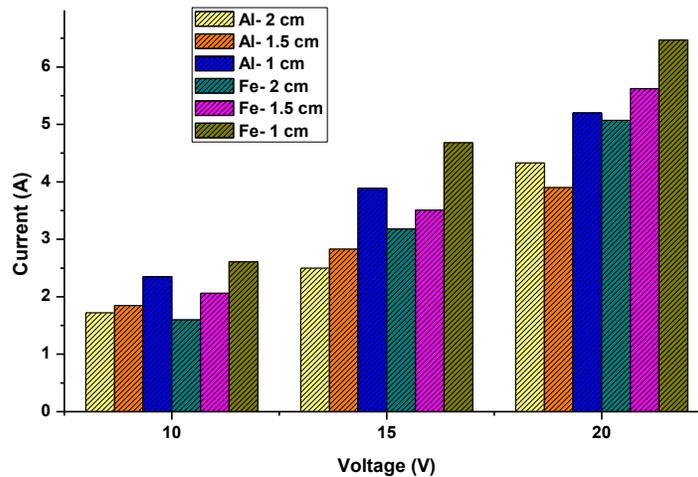


Fig. 3. Efecto del voltaje, material del electrodo y distancia de electrodos sobre la corriente.

C. Efecto del tiempo de operación

En la Figura 4 se ilustra el efecto del tiempo sobre la eficiencia de remoción de LAS a la mejor configuración encontrada (Al, 1.5 cm y 20 V). Los resultados coinciden con estudios previos, en los cuales a tiempos entre 15 y 30 minutos, la electrocoagulación alcanza la máxima capacidad de remoción [20, 27]; no obstante, en el presente estudio se obtuvo mejores eficiencias de remoción al aumentar el tiempo de operación al alcanzar los 60 minutos.

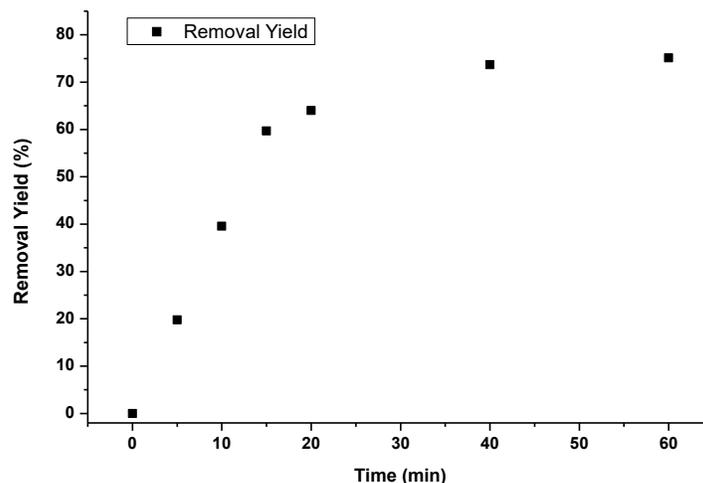


Fig. 4. Efecto del tiempo sobre la eficiencia de remoción de LAS por electrocoagulación.

El pH y conductividad aumentaron, con valores de 9.7 y 900 μs , debido a la generación de hidróxido de aluminio; después de esto la conductividad comenzó a bajar hasta un valor de 759 μs a los 40 min y a los 60 min mantuvo ese valor quizá debido a lo poca remoción que hubo a este intervalo. La corriente se estabilizó entre los minutos 10 y 20 con un valor promedio de 3.73 A, después comenzó a bajar lentamente hasta llegar a los 3.2 A, debido probablemente a la reducción de la conductividad. El pH también descendió a 9.21 a los 15 minutos, pero aumento a 9.47 a los 20 min hasta alcanzar un valor de 9.99, esto porque el hidróxido arrastrado por los gases generados comenzara a precipitarse, incrementando el pH. La notable reducción de la capacidad de remoción del electrocoagulador al pasar el tiempo, se debe a que el proceso de adsorción involucrado en la electrocoagulación depende de la concentración del contaminante en la solución, así que al reducirse la concentración, disminuye el efecto de este proceso [28]. La remoción final fue de un 75.13 % un valor significativamente mayor a estudios previos donde se obtuvo una remoción de 35 % a pH similares a los usados pero con una concentración menor de 100 mg/L [8].

IV. CONCLUSIÓN

Se encontró que: (i) el aumento del voltaje tiene un efecto directamente proporcional a la corriente y por tanto a la remoción; mientras que la separación de electrodos tiene un comportamiento inverso. (ii) La mejor configuración fue con 1.5cm de separación de electrodos y un voltaje de 20V para los dos tipos de electrodos de aluminio y hierro, con valores de remoción de 65.55% y 69.11% respectivamente, en un tiempo de trabajo de 20 min. (iii) El electrodo de aluminio presentó mejor comportamiento sobre el de hierro, con menor gasto energético y sin afectaciones considerables sobre el pH de la solución. (iv) Al aumentar el tiempo disminuyó la eficiencia de remoción debido a la menor disponibilidad de contaminante reduce la probabilidad de que este se atrapado ya sea en forma de coagulo o siendo adsorbido por dicho coagulo, alcanzando remociones de 73.67% y 75.13% en 40 y 60 min respectivamente.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORÍA

Angel Villabona-Ortíz: Supervisión, Investigación, Escritura - revisión y edición.

Candelaria Tejada-Tovar: Metodología, Diseño experimental, Validación, Escritura - borrador original.

Lenis De-La-Rosa-Jiménez: Curación de datos, Validación.

FINANCIAMIENTO

El presente artículo es resultado del proyecto de investigación titulado “Diseño - construcción y calibración de un reactor de electrocoagulación para la remoción de surfactantes en aguas grises”. Se agradece a la Universidad de Cartagena por el soporte brindado en cuanto a uso de laboratorios y suministro de reactivos, así como el tiempo de los docentes investigadores.

REFERENCIAS

- [1] C. Juliano, G. A. Magrini, “Cosmetic ingredients as emerging pollutants of environmental and health concern. A mini-review,” *Cosmetics*, vol. 4, no. 2, p. 11, 2017. <https://doi.org/10.3390/cosmetics4020011>
- [2] C. Teodosiu, A. F. Gilca, G. Barjoveanu, S. Fiore, “Emerging pollutants removal through advanced drinking water treatment: A review on processes and environmental performances assessment,” *Journal of Cleaner Production*, vol. 197, pp. 1210-1221, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.247>
- [3] C. Peña-Guzmán, S. Ulloa-Sánchez, K. Mora, R. Helena-Bustos, E. Lopez-Barrera, J. Alvarez, M. Rodriguez-Pinzón “Emerging pollutants in the urban water cycle in Latin America: A review of the current literature,” *Journal of Environmental Management*, vol. 237, pp. 408-423, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.100>
- [4] J. Martín, M. del M. Orta, S. Medina-Carrasco, J. L. Santos, I. Aparicio, E. Alonso, “Removal of priority and emerging pollutants from aqueous media by adsorption onto synthetic organo-funtionalized high-charge swelling micas,” *Environmental Research*, vol. 164, pp. 488-494, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.03.037>
- [5] A. A. Siyal, M. R. Shamsuddin, A. Low, N. E. Rabat, “A review on recent developments in the adsorption of surfactants from wastewater,” *Journal of Environmental Management*, vol. 254, e109797, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109797>
- [6] A. Shukla, S. P. Trivedi, “Anionic Surfactant, Linear Alkyl Benzene Sulphonate Induced Oxidative Stress and Hepatic Impairments in Fish *Channa punctatus*,” *Proceedings of the Zoological Society*, vol. 71, pp. 382-389, 2018. <https://doi.org/10.1007/s12595-017-0223-1>
- [7] J. J. Jiang, C. L. Lee, M. Der Fang, “Emerging organic contaminants in coastal waters: Anthropogenic impact, environmental release and ecological risk,” *Marine Pollution Bulletin*, vol. 85, pp. 391-399, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.045>

- [8] B. Mohebrad, A. Rezaee, S. Dehghani, "Anionic Surfactant Removal Using Electrochemical Process: Effect of Electrode Materials and Energy Consumption," *Iranian Journal of Health, Safety and Environment*, vol. 5, no. 2, pp. 939-946, 2018.
- [9] A. Takdastan, M. Farhadi, J. Salari, B. Hashemzadeh, M. J. Mohammadi, S. Rehim, Y. O. Khaniabadi, M. Vosoughim S. Sadeghi, A. Zahedi, "Electrocoagulation Process for Treatment of Detergent and Phosphate," *Archives of Hygiene Sciences*, vol. 6, no. 1, pp. 66-74, 2017. <https://doi.org/10.29252/archhygsci.6.1.66>
- [10] M. Bermeo Garay, O. Tinoco Gómez, "Remoción de colorantes de efluente sintético de industria textil aplicando tecnología avanzada," *Industrial Data*, vol. 19, no. 2, pp. 91-95, 2016. <https://doi.org/10.15381/idata.v19i2.12844>
- [11] D. B. Wellner, S. J. Couperthwaite, G. J. Millar, "Influence of operating parameters during electrocoagulation of sodium chloride and sodium bicarbonate solutions using aluminium electrodes," *Journal of Water Process Engineering*, vol. 177, pp. 363-373, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.12.014>
- [12] Rusdianasari, Y. Bow, T. Dewi, "Peat Water Treatment by Electrocoagulation using Aluminium Electrodes," *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, vol. 258, no. 1, e012013, 2019. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/258/1/012013>
- [13] J. Llanos, J. Isidro, C. Sáez, P. Cañizares, M. A. Rodrigo, "Development of a novel electrochemical coagulant dosing unit for water treatment," *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, vol. 94, no. 1, pp. 216-221, 2019. <https://doi.org/10.1002/jctb.5767>
- [14] F. A. Nugroho, M. M. Sani, F. Apriyanti, P. T. P. Aryanti, "The Influence of Applied Current Strength and Electrode Configuration in Laundry Wastewater Treatment by Electrocoagulation," *Journal of Physics: Conference Series*, vol. 1477, no. 5, pp. 1-7, 2020. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1477/5/052018>
- [15] C. A. Martínez-Huitle, S. Ferro, "Electrochemical oxidation of organic pollutants for the wastewater treatment: Direct and indirect processes," *Chemical Society Reviews*, vol. 11, pp. 62-71, 2006. <https://doi.org/10.1039/b517632h>
- [16] M. Dolati, A. A. Aghapour, H. Khorsandi, S. Karimzade, "Boron removal from aqueous solutions by electrocoagulation at low concentrations," *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 5, no. 5, pp. 5150-5156, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.09.055>
- [17] Camcioğlu, B. Özyurt, I. C. Doğan, H. Hapoğlu, "Application of response surface methodology as a new PID tuning method in an electrocoagulation process control case," *Water Science and Technology*, vol. 76, no. 12, pp. 3410-3427, 2017. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.506>
- [18] M. G. Harinarayanan Nampoothiri, A. M. Manilal, P. A. Soloman, "Control of Electrocoagulation Batch Reactor for Oil removal from Automobile Garage Wastewater," *Procedia Technology*, vol. 24, pp. 603-610, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.protcy.2016.05.136>
- [19] C. Tejada-Tovar, A. Villabona-Ortiz, A. D. Gonzalez-Delgado, E. Marrugo-Cantillo, M. Pajaro-Montero, "Effect of bed height and biomass array on removal of an anion surfactant using a continuous rapid-mixed biofilter," *Contemporary Engineering Sciences*, vol. 11, no. 7, pp. 297-305, 2018. <https://doi.org/10.12988/ces.2018.8227>
- [20] V. A. Kolesnikov, V. I. Il'in, A. V. Kolesnikov, "Electroflotation in Wastewater Treatment from Oil Products, Dyes, Surfactants, Ligands, and Biological Pollutants: A Review," *Theoretical Foundations of Chemical Engineering*, vol. 53, no. 2, pp. 251-273, 2019. <https://doi.org/10.1134/S0040579519010093>

- [21] A. Dimoglo, P. Sevim-Elibol, Dinç, K. Gökmen, H. Erdoğan, "Electrocoagulation/electroflotation as a combined process for the laundry wastewater purification and reuse," *Journal of Water Process Engineering*, vol. 31, e100877, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100877>
- [22] Z. B. Gönder, G. Balcioglu, Y. Kaya, I. Vergili, "Treatment of carwash wastewater by electrocoagulation using Ti electrode: optimization of the operating parameters," *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 16, no. 12, pp. 8041-8052, 2019. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02413-4>
- [23] E. K. Maher, K. N. O'Malley, J. Heffron, J. Huo, Y. Wang, B. K. Mayer, P. J. McNamara, "Removal of estrogenic compounds: Via iron electrocoagulation: Impact of water quality and assessment of removal mechanisms," *Environmental Science: Water Research & Technology*, vol. 5, no. 5, pp. 956-966, 2019. <https://doi.org/10.1039/c9ew00087a>
- [24] A. K. Verma, "Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation employing Fe-Al composite electrode," *Journal of Water Process Engineering*, vol. 20, pp. 168-172, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.11.001>
- [25] M. Yoosefian, S. Ahmadzadeh, M. Aghasi, M. Dolatabadi, "Optimization of electrocoagulation process for efficient removal of ciprofloxacin antibiotic using iron electrode; kinetic and isotherm studies of adsorption," *Journal of Molecular Liquids*, vol. 225, pp. 544-553, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2016.11.093>
- [26] I. Mouloud, B. A. Abdul-Majeed, "Treatment of Simulated Carwash Wastewater by Electrocoagulation with Sonic Energy," *Journal of Engineering*, vol. 25, no. 9, pp. 30-40, 2019. <https://doi.org/10.31026/j.eng.2019.09.3>
- [27] E. Nariyan, A. Aghababaei, M. Sillanpää, "Removal of pharmaceutical from water with an electrocoagulation process; effect of various parameters and studies of isotherm and kinetic," *Separation and Purification Technology*, vol. 188, pp. 266-281, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.07.031>
- [28] M. S. Ramya Sankar, V. Sivasubramanian, E. V. V. Vijay, M. Jerold, J. Kanimozhi, P. Sinu, N. Shankar, "Kinetic, isothermal and thermodynamic investigation on electrocoagulation of congo red dye removal from synthetic wastewater using aluminium electrodes," *Desalination and Water Treatment*, vol. 122, pp. 399-350, 2018. <http://doi.org/10.5004/dwt.2018.23082>