

Electrocoagulación de iones de metales pesados en aguas residuales: Una revisión

Electrocoagulation of heavy metal ions in wastewater: A review

Humberto Rubí-Juárez¹✉, Marisela Yadira Soto-Padilla¹, Miguel Domínguez-Acosta¹

¹Instituto de Ingeniería y Tecnología, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, México.

RESUMEN

La presencia de metales pesados en el agua para consumo humano tiene su origen en las actividades antropogénicas o en procesos naturales. Los seres humanos pueden estar expuestos a 23 de estos minerales que son tóxicos en dosis grandes o pequeñas y pueden afectar diversos órganos, desencadenar enfermedades como Parkinson y Alzheimer por acumulación progresiva o provocar cáncer. Los métodos de tratamiento pretenden abatir la concentración de metales pesados en matrices acuosas, al mismo tiempo que se manifiestan como una solución. La tecnología electroquímica denominada electrocoagulación ha sido usada con éxito para remover cadmio, cobre, cromo, manganeso, mercurio, níquel y zinc en el laboratorio sin descartar, aunque con menor frecuencia, la escala piloto. Se revisaron artículos sobre investigaciones en este tema desarrolladas entre 2015 y 2022 en diversos países y se concluye que electrocoagulación tiene el potencial para propiciar un uso exitoso en plantas de tratamiento pequeñas debido a sus ventajas, entre ellas que no requiere del suministro suplementario de algún compuesto químico en su concepción más básica, genera menor cantidad de lodos, la selección de los materiales electródicos y el acomodo dentro de la celda son relevantes para lograr resultados superiores y el costo energético razonable por cada metro cúbico de agua procesada.

PALABRAS CLAVE: metales pesados; método electroquímico; electrocoagulación.

ABSTRACT

The presence of heavy metals in water for human consumption has its origin in anthropogenic activities or in natural processes. Human beings can be exposed to 23 of these minerals that are toxic in large or small doses and can affect various organs, trigger diseases such as Parkinson's and Alzheimer's due to progressive accumulation or cause cancer. Treatment methods aim to lower the concentration of heavy metals in aqueous matrices, while manifesting as a solution. The electrochemical technology called electrocoagulation has been used successfully to remove cadmium, copper, chromium, manganese, mercury, nickel and zinc in the laboratory without ruling out, although less frequently, the pilot scale. Articles on research on this topic developed between 2015 and 2022 in various countries were reviewed and it was concluded that electrocoagulation has the potential to promote successful use in small treatment plants due to its advantages, including that it does not require the supplementary supply of any compound chemical in its most basic conception, generates less sludge, the selection of electrode materials and the arrangement within the cell are relevant to achieve superior results, and reasonable energy cost for each cubic meter of water processed.

KEYWORDS: heavy metals; electrochemical method; electrocoagulation.

Correspondencia:

DESTINATARIO: Humberto Rubí Juárez

INSTITUCIÓN: Instituto de Ingeniería y Tecnología, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez

DIRECCIÓN: Av. del Charro núm. 450 norte, col. Partido Romero, C. P. 32310, Ciudad Juárez, Chihuahua, México

CORREO ELECTRÓNICO: humberto.rubi@uacj.mx

Fecha de recepción: 24 de junio de 2022. **Fecha de aceptación:** 24 de agosto de 2022. **Fecha de publicación:** 31 de agosto de 2022.



I. INTRODUCCIÓN

Los metales pesados se definen por alguna de las siguientes propiedades: densidad, peso atómico, número atómico, químicas, toxicidad y no químicas [1]. La densidad constituye el atributo más contundente para varios autores [2], [3], [4], [5], [6]. Los metales o metaloides que poseen una densidad superior a 4 g/cm³ y en algunas ocasiones desde 3.5 g/cm³ son los que frecuentemente se especifican como metales pesados. La sugerencia para un término más comprensible involucró el requisito de un número atómico superior a 20 y la procedencia natural [7].

Los metales pesados pueden concentrarse en el medio ambiente en forma natural o antropogénica. La primera abarca hábitats terrestres, marinos y de aguas dulces [4]. El aporte de estos minerales se debe a la erosión de material sólido, vulcanismo, extracción de sedimentos y transporte como partículas. Las cantidades en lagos y lagunas están sujetas a factores de compuestos complejos orgánicos, pH, ligandos orgánicos e intensidad de adsorción en partículas, entre otros [8]. También contribuyen las transformaciones geológicas, como meteorización mineral, erosión y erupciones volcánicas [9] y se ha detectado la presencia de zinc, cobre, plomo, fierro, níquel, cromo, cobalto y manganeso en el polvo atmosférico depositado en las hojas de plantas o los árboles [10].

Igualmente, la actividad humana influye en la propagación de metales pesados. El tipo de estos varía según el producto consumido, desde arsénico en pesticidas, conservantes de madera y biosólidos, hasta plomo en residuos de baterías, insecticidas y herbicidas. Asimismo, se consideran cadmio, cobre, cromo, mercurio y níquel [11]. Específicamente, la práctica industrial tiene una importante coparticipación en estos procesos debido a la minería, la fundición, la galvanoplastia y la descarga de aguas residuales, además de la agricultura por los fertilizantes fosfatados y la erosión inducida [9], [12].

La exposición a la que puede estar sujeto el ser humano abarca 23 metales pesados [3]. El cobalto, cobre, cromo, hierro, manganeso, níquel y cinc son parte necesaria de la dieta en varias funciones fisiológicas y bioquímicas [13], sin embargo, en dosis o cantidades grandes pueden ser tóxicos [3], [14]. La toxicidad se manifiesta principalmente en órganos como pulmones, hígado, riñones y piel. La acumulación de estos minerales puede causar debilidad muscular, daños al sistema nervioso central y

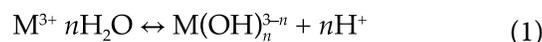
degeneración neurológica que puede progresar hacia la enfermedad de Parkinson o Alzheimer. La exposición reiterada posibilita la aparición de cáncer [3], [14], [15], [16].

La realidad reconocida por las repercusiones de la exposición a metales pesados en fase acuosa ha motivado la investigación de métodos de tratamiento. La clasificación se ha detallado en no convencionales y convencionales. Los primeros, cuya investigación se ha intensificado más recientemente, son adsorción con diversos adsorbentes, celdas combustible microbianas, nanotecnología, oxidación tipo Fenton y fitorremediación [16]. Los segundos admiten precipitación química, coagulación/floculación, filtración por membranas, intercambio iónico y electroquímicos [15], [16].

Las tecnologías electroquímicas han adquirido relevancia en la remoción de metales pesados por sus numerosos enfoques disponibles, como electrodeposición, electroflotación, electrosorción, electrodiálisis, electrodeionización y electrocoagulación [17]. La electrocoagulación ha sido usada extensamente con éxito para cadmio, cobre, cromo, manganeso, mercurio, níquel, vanadio y cinc [18], [19], entre otros. Por esta razón se han elegido para esta revisión versiones de ese tratamiento en aguas residuales sintéticas o nativas a escala laboratorio o piloto. Asimismo, en este artículo se presenta la recopilación de algunas investigaciones desarrolladas en diversos países entre 2015 y 2022. La descripción de cada una de ellas resume el objetivo y las condiciones experimentales, incluyendo variables esenciales, por ejemplo, intensidad de corriente, tiempo de reacción y material eléctrico, además de los resultados más destacados.

II. PRINCIPIO DE LA ELECTROCOAGULACIÓN

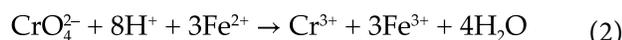
La coagulación, después de la incorporación de una sal al agua, introduce cationes metálicos, mientras que la electrocoagulación crea esos mismos iones por la corriente eléctrica que pasa por electrodos. Los cationes polivalentes comunes a ambos forman un acuoión que inicia la desprotonación espontánea sucesiva hasta formar especies monoméricas, hidroxocomplejos con iones hidróxido y especies poliméricas [20], [21]. Las reacciones que normalmente se reportan son con aluminio o hierro [20]:



Los $M(OH)_n$ producidos, donde $M = Fe$ o Al , inducen sorción, coprecipitación o atracción electrostática se-

guida de la coagulación *per se* [22], [23]. La cantidad de lodo que precipita es reducida debido a que no se requiere el suministro adicional de químicos [24], [25]. Los iones de hierro pueden ser liberados equivalentemente desde un electrodo de acero inoxidable como ferroso (Fe^{2+}) o férrico (Fe^{3+}) [20].

La electrocoagulación, que por definición también se extiende a iones disueltos [26], se lleva a cabo por otros mecanismos. El ejemplo conocido es la creación de Cr^{3+} que posteriormente precipitará como hidróxido de cromo (III):



La clave se concede a una reducción de Cr^{6+} a Cr^{3+} facilitada por los iones Fe^{2+} con la concomitante oxidación a iones Fe^{3+} [27], [28]. El anión con Cr^{6+} dependerá del pH de la solución preservando el dicromato $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, hidrogenocromato HCrO_4^- o cromato CrO_4^{2-} .

La conformación elemental demanda que los dos electrodos, cátodo y ánodo, estén sumergidos en agua. Los extremos no inmersos se sujetan a las puntas caimán de los cables que se conectan, mediante las puntas banana, a las terminales de una fuente de alimentación. El encendido con el interruptor permite la activación de la diferencia de potencial que impulsa el paso de la corriente eléctrica. En el ánodo comienza la electrodisolución del material electrodico, frecuentemente aluminio o hierro, para generar los cationes metálicos que se transfieren a la fase acuosa donde inicia la secuencia reactiva ya descrita. La Figura 1 [21], [29] muestra los componentes.

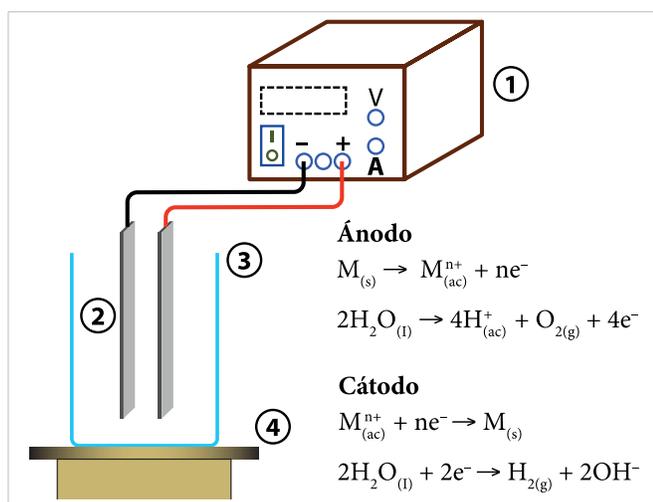


Figura 1. Elementos básicos de la electrocoagulación: 1) fuente de alimentación, 2) electrodos, 3) celda electroquímica y 4) agitación.

Las variables comúnmente evaluadas en las investigaciones son densidad de corriente, espaciado entre electrodos, electrolito de soporte, concentración del electrolito, emplazamiento en serie o paralelo y modo monopolar o bipolar. El monopolar en paralelo tiene los electrodos alternados ánodo-cátodo, donde cada uno de ellos se conecta a su correspondiente terminal negativa-positiva de la fuente de alimentación. No existe una interconexión interna entre los electrodos inmediatamente adyacentes a diferencia de la disposición en serie, en la que además los electrodos más externos son los únicos que están conectados a las terminales. Los bipolares ofrecen electrodos externos monopolares conectados hacia la fuente, los restantes mantienen polaridad contraria en cada lado, restringida por la carga del electrodo frente a ellos. El empalme bipolar está condicionado a la modalidad en serie [30], [31]. La Figura 2 muestra la distribución monopolar en serie, paralela y bipolar.

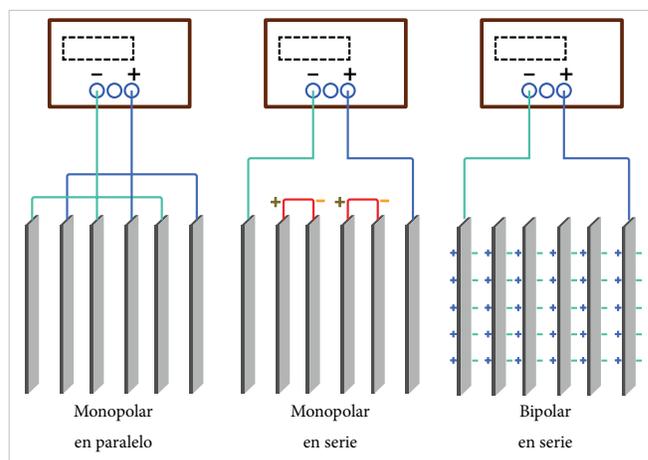


Figura 2. Arreglos de electrodos en la electrocoagulación.

III. ELECTROCOAGULACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

Sharma *et al.* [32] determinaron la eficiencia del proceso de EC en la remoción de Cr(VI) y Pb del agua residual de una planta de galvanoplastia local. El pH inicial, la densidad de corriente (j), el espaciado de los electrodos y el tiempo de tratamiento (t_R) fueron abarcadas para instaurar condiciones óptimas.

Se utilizaron electrodos rectangulares de acero inoxidable en paralelo, 2 ánodos y 2 cátodos, separados a 4 espacios en milímetros. Las soluciones acuosas con 55.3 y 4.92 mg/dm^3 de Cr (VI) y Pb se mantuvieron en agitación a 150 rpm.

Los experimentos fueron llevados a diversos pH iniciales, 1.5-9, con una $j = 73.5 \text{ A/m}^2$. La máxima remoción de 91.1 y 91.3 % para Cr (VI) y Pb, respectivamente, se alcanzó a $\text{pH} = 3.5$. El consumo de energía fue evaluado a varios pH, 2-9.5, con una $j = 73.5 \text{ A/m}^2$, espaciamiento de electrodos de 10 mm y tiempo de reacción de 90 minutos. El consumo de energía aumentó a partir de 21.5 hasta 38.6 Wh/dm^3 con el incremento de pH desde 2 a 9.5. Asimismo, el consumo anódico correspondiente cambió comenzando con 53.5 208 mg/dm^3 para llegar a 100 mg/dm^3 .

Se evaluó el efecto de la densidad de corriente durante la electrocoagulación a $\text{pH} 3.5$. Las concentraciones de los metales disminuyeron con el tiempo de reacción de 0 a 105 minutos. Las reducciones llegaron a 4.92 y 0.304 mg/dm^3 en Cr(VI) y Pb cuando la densidad de corriente ascendió a 183.75 A/m^2 . Se examinó también otro importante parámetro: el espaciamiento de los electrodos. En condiciones óptimas, $\text{pH} = 3.5$, $j = 73.5 \text{ A/m}^2$ y tiempo = 90 minutos, una distancia de 10, 15, 20 y 25 mm produjo remociones de 91.1, 63.3, 68.7 y 69.5 %, así como 91.3, 68.5, 71.6 y 73.1 % para Cr(VI) y Pb, respectivamente.

La propuesta es que con los valores de $\text{pH} = 3.5$, $j = 73.5 \text{ A/m}^2$ y $t_R = 90$ minutos un tratamiento posterior por membranas o adsorción permitiría que el agua pueda ser utilizada para riego de jardines, lavado o bien disuelta en algún cuerpo de agua.

Ilhan *et al.* [33] plantearon como objetivo la remoción de cromo, cobre, cinc, níquel y demanda química de oxígeno (DQO) de aguas residuales de la industria siderúrgica. Se inspeccionó la densidad de corriente, el tiempo, el efecto del pH antes y después de la electrocoagulación. El agua residual se recolectó a la entrada de una planta cuyas aguas residuales proceden de varias industrias de galvanotecnia. La caracterización evidenció la presencia de los metales pesados Cr (VI) = 35 ± 2 , cromo total = 250 ± 10 , Ni = 75 ± 5 , Cu = 75 ± 5 , Zn = 35 ± 3 , Pb < 0.1 y Cd < 0.1 mg/L . El área electródica de los dos materiales utilizados (hierro y aluminio) separadamente fue de 78.75 cm^2 y 173.25 cm^2 .

La remoción de Cu, Ni, Zn y Cr se distinguió sin cambiar el pH inicial = 1.8. Los electrodos de aluminio no superaron el 48 % en los metales Cu, Ni y Zn, pero consiguieron 64 % de reducción para el Cr(VI) después de 40 minutos. Por otra parte, los electrodos de hierro obtuvieron el 86 y

96 % en 30 minutos para Cu y Cr, respectivamente. El Zn y Ni se restringieron a 48 y 55 % cuando transcurrieron 40 minutos. La densidad de corriente en esas pruebas fue igual a 100 A/m^2 .

El comportamiento que tienen los metales en solución a diferentes valores de pH motivó a suponer que la eficiencia pudiera incrementarse con el ajuste de ese parámetro. Complementariamente, los electrodos de hierro se eligieron por el mejor desempeño mostrado.

El pH previo y posterior a la electrocoagulación se evaluó en el espectro de 6 a 12 con incrementos unitarios. La opción $\text{pH} = 12$, aunada a un tiempo de reacción de 15 minutos y $j = 100 \text{ A/m}^2$, condujo a una eliminación de 66.4, 61.6, 93.9 y 96 % de Cu, Ni, Cr total y Zn. Por otra parte, se encontró que los porcentajes fueron mayores con un ajuste de pH ulterior.

Kenova *et al.* [34] estudiaron la electrocoagulación de agua residual sintética conteniendo Cu^{2+} y Ni^{2+} con concentraciones de 100, 250 y 500 mg/L para cada ion. Las variables valoradas fueron densidad de corriente, tiempo y material anódico. Los electrodos de hierro y aluminio, cuya área superficial anódica era de 2.0 cm^2 , estaban espaciados 0.5 cm. La densidad de corriente se limitó a 15, 30 45 y 60 mA/cm^2 . La conductividad eléctrica se acrecentó añadiendo K_2SO_4 a una concentración de 0.5 M.

La densidad de corriente de 30, 45 y 60 mA/cm^2 derivó en una remoción de 45, 60 y 76 % de cobre con los electrodos de hierro en 30 minutos de electrólisis. Un resultado menos destacado se obtuvo para el níquel, alcanzando porcentajes de 10, 19.6 y 30.8. Los electrodos de aluminio ocasionaron una eficiencia de remoción de 30 y 25 % con una densidad 279 de corriente de 15 mA/cm^2 , diferente a 76 y 68 % con 45 mA/cm^2 , en ambos casos con los porcentajes de Cu^{2+} y Ni^{2+} .

El aumento del tiempo de electrocoagulación a 60 minutos generó una mayor eficiencia. El Cu^{2+} alcanzó prácticamente una disminución de 100 %, residual de 0.2 mg/L , sumado a un rango de 30 a 68 % de Ni^{2+} dependiendo de la densidad de corriente con los electrodos de hierro. El material de aluminio propició que el Cu^{2+} y Ni^{2+} redujeran 96-99.96 %, excepto con 15 mA/cm^2 que provocó una disminución igual a 50 y 45 % para Cu^{2+} y Ni^{2+} , respectivamente.

La remoción se acortó con el incremento de la concentración de los metales pesados. La densidad de corriente de 30 mA/cm² suministrada en un lapso de 60 minutos aminoró el porcentaje de 89 a 60 % y de 25 a 2 %, para Cu²⁺ y Ni²⁺, respectivamente, a medida que la concentración aumentó de 100 a 500 mg/L en el procedimiento con electrodos de hierro. En relación con el aluminio, la eficiencia fue 100-63 % para cobre y 100-47 % para Ni²⁺.

Zhang *et al.* [35] adaptaron la variante de electrocoagulación energizada con paneles solares para la remoción de níquel de agua residual reconstituida. Los factores observados fueron material electrodico, distancia entre electrodos, concentración de Ni²⁺, potencia de salida de los paneles fotovoltaicos, presencia de aniones SO₄²⁻ y Cl⁻. Los componentes fueron un panel solar fotovoltaico, multímetro digital, medidor digital de potencia, conexiones eléctricas, medidor de flujo, placas anódicas, placas catódicas, reactor, conductos para agua, contenedor y bomba centrífuga. Los electrodos sumergidos verticalmente 50 mm dentro del líquido tenían dimensiones 110 × 70 × 1.5 mm. El agua sintética se preparó disolviendo NiSO₄·6H₂O. La recirculación de 3 litros se impulsó a través de la bomba hacia el reactor para obtener un flujo volumétrico de 0.2 L/min. La concentración original de Ni²⁺ y el pH fueron 200 mg/L y 7.

A partir del aluminio, grafito y titanio se indagó la remoción de níquel. Disponiendo de una intensidad de radiación solar (IRS) de 750 ± 30 W/m², la eficiencia de remoción de níquel (ERN) en un tiempo de 10, 20 y 30 minutos, fue 45.1, 70.3 y 90.3 % para aluminio, 7.8, 15.6 y 26.8 % para grafito y 5, 13.9 y 18.4 % para titanio. Después de alcanzar 40 minutos, el aluminio eliminó casi el 100 % de níquel.

La intensidad de corriente y el voltaje del panel solar fotovoltaico están condicionados por la distancia de los electrodos, que a su vez afectan la ERN. La distancia entre electrodos fue cambiada de 10 a 50 mm para comparar la eficiencia de remoción. La IRS administrada de 740±50 W/m² a 20, 40 y 60 minutos causó una ERN de 52.5, 90.9 y 100 % para la distancia de electrodos de 10 mm, 70.3, 98.9 y 100 % para 20 mm, 48.6, 76.4 y 92.1 % para 30 mm, 34.9, 55.2 y 73.9 % para 40 mm, y 32.9, 43.7 y 57.9 % para 50 mm. La distancia óptima fue de 20 mm, como lo revelaron los porcentajes.

La concentración de Ni²⁺ fue cambiada de 100 a 300 mg/L para representar alteraciones propiciadas por llu-

via o evaporación natural. Las ERN ascendieron con la extensión del tratamiento hasta 40 minutos. Las ERN son todas 100 % para 100 y 150 mg/L después de ese tiempo. Sin embargo, la ERN para 300 mg/L siguió sufriendo y alcanzó 100 % hasta completar 75 minutos.

Refiriéndose a la suposición de la ocupación de ácidos sulfúrico y clorhídrico en industrias de galvanoplastia, se pretendió esbozar el efecto de los iones SO₄²⁻ y Cl⁻ en la electrocoagulación. La solución con 3.4 mmol de SO₄²⁻ logró la más alta ERN con la IRS de 610±40 W/m², mientras que 6.8 mmol de Cl⁻ la más baja. El conjunto de 1.7 mmol de SO₄²⁻ y 3.4 mmol de Cl⁻ se situó entre esas dos fronteras. Por ejemplo, la ERN fue 97.7, 87.2 y 57.2 % para 3.4 mmol/L de SO₄²⁻, 1.7 mmol/L de SO₄²⁻-3.4 mmol/L de Cl⁻ y 6.8 mmol/L de Cl⁻, respectivamente, en un lapso de 50 minutos.

La potencia de los paneles fotovoltaicos delimita el voltaje y la corriente que circula por los electrodos. En circunstancias de 200 mg/L de Ni²⁺ y 20 mm de espacio electrodico, la eficiencia de remoción en los primeros 40 min aumenta cuando la potencia de salida del panel fotovoltaico mejora de 30 a 90 W. Después, no se percibe una alteración cuando la potencia es igual a 120 W, lo que insinúa un rango de potencia destacado para obtener una mayor eliminación.

ELKaramany *et al.* [36] sometieron a electrocoagulación soluciones de cromo y cadmio a partir de concentraciones madre con 560 mg/L de cromo y 800 mg/L de cadmio. Las cantidades fueron elegidas para simular concentraciones reales de 369 metales pesados en agua residual industrial procedente de tenería y teñido en Egipto. Los compuestos químicos CrCl₃·6H₂O y 3CdSO₄·8H₂O se disolvieron en agua destilada. La conformación reunió un contenedor de vidrio de 12 L, 20 × 20 × 30 cm, placas de hierro y aluminio con medidas de 10.5 cm de ancho, 30 cm de alto y 1 mm de espesor y una fuente de alimentación de 30 voltios. Los factores averiguados fueron configuración de electrodos, pH inicial, densidad de corriente y concentración inicial de iones. También se realizó una comparación contra la coagulación química.

El ordenamiento de los electrodos Fe-Fe, Fe-Al, Al-Al y Al-Fe colocados como ánodo-cátodo fue probado en las mismas condiciones experimentales de concentraciones iniciales, 560 mg/L de cromo y 800 mg/L de cadmio, pH 5.0 y densidad de corriente 7.0 mA/cm². El par

Fe-Al y Fe-Fe alcanzó casi una reducción de 68 y 47 % para cromo después de 60 minutos de evolución. Por el contrario, esas distribuciones de electrodos consiguieron 36 y 64 % para cadmio.

Una prueba sumada a las efectuadas se formuló con concentraciones iniciales Cr = 280 mg/L y Cd = 400 mg/L a pH de 6.2. La remoción de cromo fue 98 y 90 % con electrodos Fe-Al y Fe-Fe. En cuanto al cadmio, llegó a 72 y 18 % con la misma disposición. El impacto del pH inicial se analizó a partir de los valores 1.9, 5.8 y 8.4. La corriente de 0.8 A se aplicó al ensamble Fe-Al que estaba sumergido en las soluciones, iniciando con 280 mg/L de cromo y 400 mg/L de cadmio para mantener la reacción por un periodo de 60 minutos. Las eficiencias ascendieron a 24, 93, 95 % y 29, 95, 100 % respecto a cromo y cadmio.

Los electrodos agrupados Fe-Al con un trecho de 3.5 cm se emplearon para investigar la consecuencia de la densidad de corriente adecuada a 8.2, 9 y 12.5 mA/cm².

Después de 60 minutos con 280 y 400 mg/L como concentraciones iniciales para Cr y Cd, las eficiencias, ajustando el pH inicial en 5.8, se acrecentaron a 91.3, 94.8, 99.4 % y 18, 49, 50 % en cromo y cadmio.

La electrocoagulación se comparó contra la coagulación química dosificando alumbre y cloruro férrico. Las condiciones programadas constaron de la mezcla rápida, 120 rpm en 1 minuto, mezcla lenta, 30 rpm en 20 minutos, culminando con la sedimentación en 30 minutos. Las dosis utilizadas fueron 30, 40, 50 y 125 mg/L y la concentración inicial 240 y 620 mg/L relativa a cromo y cadmio. El porcentaje de reducción con la dosis de 125 mg/L de alumbre se estimó en 19 y 27.5 %, acompañado a 18 y 21 % con 50 mg/L de cloruro férrico referente a cromo y cadmio.

Brahmi *et al.* [37] llevaron a cabo la electrocoagulación de cadmio en fase acuosa primero en agua residual artificial y después en agua residual real. Primeramente, se concentraron en indagar la cantidad óptima de los parámetros para ganar la mejor remoción. Posteriormente, el conjunto conocido se implementó en agua recolectada de una industria tunecina de fabricación de ácido sulfúrico y superfosfato (TCG).

Los electrodos rectangulares de aluminio se adecuaron en modo monopolar y bipolar. El área total inmersa in-

dividual fue de 68 cm², calculada a partir de la región 85 × 80 × 2 mm. La longitud entre ánodo-cátodo se varió de 5 a 20 mm. La celda, en forma de vaso cilíndrico, tenía capacidad de 1 L. La velocidad de agitación abarcó de 0 a 600 rev/min.

Las soluciones se elaboraron con CdSO₄•10H₂O para destinar 100 mg/L de concentración inicial en la electrocoagulación, con una densidad de corriente (*j*) a 3.68 mA/cm², pH inicial de 7 y conductividad a 5.68 mS/cm. Los parámetros inicialmente constantes fueron temperatura 16.5 °C, velocidad de agitación 300 rev/min, superficie volumen o *S/V* igual a 13.6 m⁻¹ y 2 cm de distancia entre electrodos.

El arreglo explorado de los electrodos atendió a un número de dos o cuatro unidades en modo monopolar y bipolar. La configuración no tuvo efecto sobre el consumo del electrodo de aluminio. La ocupación de cuatro favoreció que el proceso fuera más rápido, 30 minutos para 90 % de reducción de cadmio, a diferencia de 45 minutos si se usaban dos electrodos para ese mismo desempeño. La bipolar fue más eficiente, pero demandó más energía y costo en comparación con la monopolar. La remoción en 60 minutos obtenida de 92 % costó 0.55 TDN (dinar nacional tunecino) con el sistema bipolar y 87 % costó 0.16 TDN con el monopolar.

Las pruebas de EC fueron ejecutadas para valores de relación *S/V* 3.4, 6,8, 10.2 y 13.6 m⁻¹. El porcentaje de remoción de cadmio para las 460 *S/V* comparadas fue cercano a 99 % al transcurrir 60 minutos, pero con diferencia de costo. En los primeros 30 minutos, el aumento de *S/V* de 3.4 a 13.6 m⁻¹ enriqueció la eficiencia de 90.95 a 99.76 % ligada a un caída tanto en el costo de 1.130 a 0.280 TND m⁻³ como consumo de energía de 10.2 a 1.75 kW•h/m³ reflejado por la disminución de la temperatura desde 21.1 a 18.4 °C.

Respecto a distintos alejamientos entre electrodos, se practicó con 0.5, 1 y 2 cm los ensayos de electrocoagulación. Previo a los 30 minutos de tiempo, la atenuación entre electrodos de 2 a 0.5 cm favoreció un aumento en la supresión de cadmio de 82.33 a 91.63 %, un descenso en el costo de tratamiento de 0.270 a 0.210 TND m⁻³ y una disminución del consumo de energía de 0.87 a 0.55 kW•h/m³. Quedó expuesto el concomitante decaimiento de la temperatura de la solución de 19.5 a 17.8 °C.

La temperatura inicial óptima se definió a partir de los valores 18, 30, 50 y 70 °C. La eliminación máxima de 98.28 % se obtuvo con 50 °C y un tiempo de electrólisis de 30 minutos, sin perturbar el costo y mejorando la eficiencia. El último factor de la primera fase contenía las velocidades de agitación 0, 300, 450 y 600 rev/min.

La electrocoagulación exenta de agitación impuso porcentajes menores a 68 y 80 % después de un plazo de 30 y 60 minutos, respectivamente. La agitación de 300 rev/min apresuró la eliminación e incluso más cuando fue 450 rev/min ocasionando un porcentaje de 95 y 99.5 % después de 30 y 60 min, respectivamente.

En la segunda fase se adaptaron pruebas con las aguas residuales industriales TCG una vez que el pH se ajustó a 7. La muestra contenía una concentración de cadmio de 2.83 mg/L, una conductividad de 1.176 mS/cm y un pH ácido de 2.02. La remoción de cadmio, agrupando todas las cantidades óptimas de los parámetros seleccionados, fue muy destacada. Se consiguió en 5 minutos una eliminación de 100 %, con un pequeño consumo de 1.6 kW·h/m³ y un costo de 0.116 TND m⁻³.

Xu *et al.* [38] llevaron a cabo experimentos de electrocoagulación para inspeccionar el efecto de parámetros operativos en la remoción simultánea de los metales cadmio, cinc y manganeso. En virtud de la complejidad de las aguas residuales, por ejemplo, de fundición, añadieron al estudio la repercusión de los iones Cl⁻, SO₄²⁻, Ca²⁺ y Mg²⁺. Los agentes integraban combinaciones de electrodos, pH inicial, densidad de corriente, concentración inicial de Zn²⁺, dureza, concentración de aniones y co-aniones como proporción RCl:SO₄.

El agua residual sintética de 15 mg/L, 92mg/L y 320 mg/L de cadmio, cinc y manganeso, respectivamente, fue formulada a partir de soluciones acuosas de CdCl₂, ZnCl₂ y MnCl₂·4H₂O con propiedades ultrapuras del líquido. Los electrolitos de soporte incorporados fueron 50 mmol de NaCl y 10 mmol de Na₂SO₄. La dureza del agua residual fue simulada con sales de calcio CaCl₂·2H₂O y CaSO₄·2H₂O, además de sales de magnesio MgCl₂·6H₂O y MgSO₄·7H₂O.

Las corridas se realizaron con 500 mL manteniendo la agitación a 150 rpm dentro de un reactor cuboide de 700 mL que medía 100 × 70 × 100 mm. Un par de placas paralelas operadas en forma monopolar con un área superficial sumergida de 50 cm² se posicionaron

verticalmente. La longitud entre electrodos se fijó en 20 mm, la temperatura ambiente se conservó constante a 25 ± 0.5 °C y el pH se ajustó utilizando 0.1 M de HCl o 0.1 M de NaOH.

El primer acercamiento a los resultados muestra una organización de electrodos de cuatro maneras, ánodo-cátodo, Al-Al, Al-Fe, Fe-Al y Fe-Fe para encontrar la óptima. La concentración residual de cadmio (C_{Cd(II)}), cinc (C_{Zn(II)}) y manganeso (C_{Mn(II)}) con hierro actuando como ánodo fue más baja comparada con aluminio. Después de 60 minutos, se lograron concentraciones residuales de 0.68 mg/L, 0.71 mg/L y 194.9 mg/L para Cd²⁺, Zn²⁺ y Mn²⁺, cuando se empleó el par de electrodos Fe-Fe. Particularmente, para el cadmio la C_{Cd(II)} alcanzó 6.63, 10.44 y 11.52 mg/L por medio de Fe-Al, Al-Fe y Al-Al, respectivamente, develando un decaimiento limitado de ese metal. La remoción de Zn²⁺ y Mn²⁺ manifestó dependencia únicamente por los materiales anódicos. Una evidencia se constató porque no hubo una diferencia significativa en la C_{Zn(II)}, como se reveló entre Al-Al y Al-Fe, la cual disminuyó continuamente hasta 18.42 y 20.13 mg/L, después de 60 minutos, a partir de 92.0 mg/L.

El pH inicial es considerable en el ambiente de las pruebas puesto que dictamina la forma química de los iones de hierro. El incremento de los valores de 4 a 7 disminuyó la C_{Cd(II)} de 7.05 a 2.31 mg/L, la C_{Zn(II)} disminuyó de 6.32 a 0.86 mg/552 L y la C_{Mn(II)} se redujo desde 203.3 a 166.5 mg/L una vez que se cumplieron 30, 20 y 60 minutos, respectivamente.

Con relación a la densidad de corriente, aspecto interesante porque gobierna la producción de coagulante y la liberación de burbujas, la C_{Cd(II)} mínima alcanzó 0.22 mg/L contando desde 15 mg/L a 10 mA/cm² en 60 minutos, aunque regulada a 4 mA/cm² el porcentaje de reducción de Cd²⁺ se acercó a 65.2 % equivalente a un residual de 5.22 mg/L. La C_{Zn(II)} se acercó a menos de 1.0 mg/L en 30 minutos cuando la densidad de corriente era superior o igual a 6 mA/cm²; mientras tanto, 20.94 mg/L de Zn²⁺ persistían a 4 mA/cm². El acrecentamiento de la densidad de corriente de 4 a 10 mA/cm² posibilitó que la C_{Mn(II)} descendiera de 237.6 mg/L a 165.9 mg/L, idéntico a 27.36 y 49.71 %, respectivamente, en 60 minutos.

Una de las interrogantes que habían tanteado versaba sobre la interacción entre Zn²⁺ y Cd²⁺ en el curso de

la electrocoagulación. Por tanto, valoraron el efecto de la concentración inicial de Zn^{2+} ($[Zn^{2+}]_0$) en el abatimiento de Cd^{2+} . Dosis adicionales de Zn^{2+} fueron agregadas a 0, 50, 100, 200 y 400 mg/L. La $C_{Cd(II)}$ disminuyó muy lentamente durante los primeros 20 minutos cuando $[Zn^{2+}]_0$ fue 100 mg/L, en cambio el Cd^{2+} fue casi absolutamente removido en ausencia de Zn^{2+} . Adicionalmente, el aumento de $[Zn^{2+}]_0$ de 0 a 400 mg/L suscitó que la $C_{Cd(II)}$ de 10.5 mg/L, por ejemplo, fuera extendida de 5 hasta 42 minutos.

La propuesta de los autores para emular el agua residual de fundición promovió la inclusión de aniones cloruro y sulfato para explorar la remoción de metales en agua, incluyendo 10 y 15 mmol de Ca^{2+} y Mg^{2+} .

Los escenarios se definieron con 50 mmol de cloruro e igual cantidad tanto de sulfato como de la mezcla equimolar de ambos en el acomodo de electrodos Fe-Fe. El decrecimiento de Cd^{2+} en la solución con cloruro exhibió el rendimiento más pobre. No obstante, la $C_{Cd(II)}$ disminuyó notablemente cuando se añadió sulfato y los aniones binarios cloruro-sulfato, presentándose, en la culminación de 60 minutos, la $C_{Cd(II)}$ de 0.4 y 0.29 mg/L, respectivamente. La $C_{Zn(II)}$ alcanzó menos de 0.5 mg/L para todas las condiciones del experimento. La solución de iones Cl^- afectó positivamente la eliminación de Mn^{2+} . El desenlace del tratamiento dirigió las concentraciones residuales de Mn^{2+} en torno a 155.6, 200.2 y 181 mg/L para Cl^- , SO_4^{2-} y los aniones binarios cloruro-sulfato, respectivamente.

Complementariamente, se averiguó el efecto de acrecentar las relaciones molares de cloruro a sulfato (RCl:SO₄) en el rango 0:50, 2.5:50, 5:50 y 10:50 en la eliminación de Cd^{2+} (20 minutos), Zn^{2+} (40 minutos) y Mn^{2+} (40 minutos) con una dureza, C_{Ca+Mg} , fluctuando desde 0+0, 5+10 y 10+20 mmol/L. Un aumento en la dureza ejerció un efecto negativo en la eliminación de los tres metales. A título indicativo, después de 20 min, la eficiencia de Cd^{2+} descendió de 80 a 21.4 % y la de Zn^{2+} de 99.1 a 89.86 % con la subida de la dureza desde 0 a 30 mg/L y RCl:SO₄ conformada en 5:50. Por otro lado, aumentar la dosis de cloruro aventajó la eficiencia. La RCl:SO₄ se potenció de 0:50 a 2.5:50, lo que provocó el crecimiento de 13.23 a 24.43 %, 80 a 91.03 % y 17.09 a 28.10 % para Cd^{2+} , Zn^{2+} y Mn^{2+} , respectivamente.

Krystynik et al. [39] concibieron un esquema experimental para la remoción de cromo partiendo desde el labo-

ratorio hacia la escala piloto. Los ensayos en el primero ocuparon soluciones modelo de $K_2Cr_2O_7$ para ponderar la influencia de las variables pH, corriente de entrada, densidad de corriente, relación molar dosificada Fe/Cr, Cr_{total} y flujo volumétrico, en los intervalos 2-10, 0-2.08 A, 0-95 mA/cm², 1/2 - 4/1, 10-40 mg/L y 10-60 L/h, respectivamente.

La celda electroquímica estaba constituida por dos tubos concéntricos. El interior era un ánodo de hierro y el exterior de acero inoxidable que actuaba como cátodo. La división entre electrodos era de 6 mm. El efluente originado continuamente se acumuló en un vaso para someterlo a una prueba de jarra estándar seguida de sedimentación durante 30 minutos antes de recoger la muestra. Las características del agua residual de referencia fueron pH 6, conductividad de 500 μS/cm, Cr_{total} de 20 mg/L y color naranja oscuro.

En un medio óptimo de pH 6, flujo volumétrico de 40 L/h, Cr_{total} inicial de 20 mg/L, conductividad de 500 μS/cm y densidad de corriente de 19 mA/cm², la relación de dosificación fue considerada como insignia para aminsonar el cromo del agua. Con base en esta, se reportó el Cr_{total} remanente, Cr^{3+} residual, % de remoción de Cr y el consumo de energía. En la secuencia desde 1/2 hasta 5/1, los valores decrecieron en la medida 14.6 mg/L, 6.5 mg/L, 26.6 % y 645 0.15 kW·h/m³ para arribar a 0.7 mg/L, 0.6 mg/L, 96.5 % y 0.91 kW·h/m³. La aparición de Cr^{3+} se atribuyó a las reacciones electroquímicas que causaron la reducción del Cr^{6+} .

El seguimiento dirigido a la segunda etapa impulsó la verificación de las observaciones del laboratorio en agua industrial contaminada. La muestra se tomó de un pozo, HSV 13, localizado en una antigua planta de galvanización en República Checa. La contaminación estuvo distinguida por 20, 0.05, 1.68, 6.09, 4.53, 0.06, 6.05 y 56.1 mg/L de Cr, Pb, Cu, Zn, Al, Cd, Mn y Ni, respectivamente.

La eliminación de Cr se aproximó a 100 % con la relación 3/1, la cual superó lo percibido en la solución modelo. La concentración de Zn menguó progresivamente con la escalada de la relación de dosificación situándose en 0.48 mg/L. La tendencia fue similar para Cu, Al, Cd y Ni que se eliminaron con éxito, exceptuando el Mn que permaneció poco más o menos constante desde la relación 1/1 hasta 5/1.

El propósito último comprendió la operación a escala piloto en un sitio industrial. El sistema que se acondicionó reunía 5 componentes principales: tanque de almacenamiento para agua residual, celdas de electrocoagulación con electrodos de acero dulce, tanque de mezcla rápida, tanque de mezcla lenta y tanque de sedimentación. El flujo volumétrico alimentado fue 0.5 m³/h. Aparte, el pH del agua tratada se adecuó a las cantidades 6, 7, 8 y 9 para advertir su efecto.

Los resultados fueron similares a los adquiridos en el laboratorio con el efluente industrial. La relación de dosificación 5/1 posicionó las concentraciones de Cr_{total}, Cr⁶⁺, Cu, Zn, Al y Ni en <0.1, <0.1, 0.33, 1.07, 0.4, 35.6 mg/L, empezando desde 39.3, 29.8, 2.4, 4.9, 13.3 y 61.7 mg/L. Nuevamente, el Mn permaneció por poco invariable. El pH modificado a 9 en el efluente ocasionó que las concentraciones iniciales de todos los metales se minimizaran hasta <0.1 mg/L.

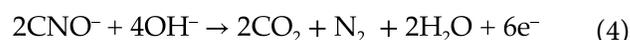
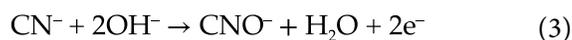
Chegeni *et al.* [40] planificaron realizar la electrocoagulación en tres circunstancias. La eliminación de cianuro, plomo, así como el conjunto de ambos en agua sintética y natural de una planta de procesamiento de oro se estudió bajo la incidencia del pH inicial, intensidad de corriente, tiempo de reacción y disposición de electrodos. Láminas de hierro y aluminio con dimensiones de 12 × 4 × 0.1 cm, distanciadas 2 cm, fueron destinadas como material electrodico. La concentración 198 y 168 mg/L de cianuro y plomo requerida para la generación del agua artificial se preparó con NaCN y Pb(NO₃)₂.

Las intensidades de corriente contempladas para el cianuro fueron 100, 200 y 300 mA y, en cambio para el plomo 40, 80 y 120 mA. Por otro lado, 120, 180, 240 y 300 mA pertenecieron a la suma de cianuro con plomo. El tiempo explorado fue entre 10 a 60 minutos y el pH inicial de 2 a 13, según la especie de interés o el agrupamiento. Las aguas que contenían cianuro y plomo procedían de una de las minas de oro activas ubicadas en la provincia de Khorasan, Irán. Las muestras tenían 2850 µg/L, 102.09 µg/L, 81.88 µg/L y 0.15 mg/L de cianuro, mercurio, arsénico y plomo. La alteración que confirió el pH a la remoción de plomo se declaró desde un pH 2 ascendiendo hasta 8, lo que se tradujo en un remanente de 9 % utilizando la intensidad de corriente de 80 mA durante 10 min y Al-Fe como ánodo-cátodo. La simultánea de plomo y cianuro con Al-Fe indicaron que el mayor porcentaje retirado de plomo y cianuro a pH 9 fue de 79 % y 96 %, respectivamente.

En el efluente sintético, la intensidad de corriente se sostuvo por una hora para observar la aminoración del plomo. El remplazo de 40 a 80 mA aumentó la eficiencia de 84 a 91 % y 100 % con 120 mA al transcurrir 60 minutos. El acople ánodo-cátodo Fe-Al a pH 9 dedicado a la electrocoagulación paralela de cianuro y plomo reflejo el escalamiento de 69 a 86 % con la respectiva transición de 120 a 300 mA. La intención de comparar el rendimiento que conlleva tratar agua artificial contra efluentes de mina guio una prueba entre 120 a 300 mA, en la cual el porcentaje se elevó de 53 a 83 % en la eliminación de plomo del agua residual de la procesadora.

La colocación de electrodos cátodo-ánodo para menguar el plomo se investigó como Fe-Al, Al-Al, Fe-Fe y Al-Fe. Las ganancias en porcentaje fueron 90, 84, 67 y 45, respectivamente. Relativo a la reducción de la concentración de cianuro y plomo en el agua modelo en situación operativa óptima, pH = 10, 300 mA y 30 minutos, se consiguió 63 y 100 %, así como a 96 y 76 %, con cátodo-ánodo Fe-Al y Al-Fe, respectivamente, coincidente con cianuro y plomo cada uno. Un escenario igual de pH, intensidad de corriente, tiempo y posicionamiento electrodico para los experimentos con el efluente de la mina promovió disminuciones de 94 y 48 %, además de 60 y 85 %, correspondientes con plomo y cianuro.

Los investigadores propusieron que en el transcurso de la electrocoagulación, la producción de O₂ en el ánodo e iones hidroxilo en el cátodo promueven la oxidación de cianuro a ion cianato, el cual es ulteriormente oxidado a dióxido de carbono y nitrógeno:



Abdel-Shafy *et al.* [41] diseñaron una secuencia experimental cuya finalidad radicó en aminorar la cantidad de Ni, Cu y Zn en aguas de industria de galvanoplastia. Las etapas sucesivas fueron coagulación, electrocoagulación, un proceso continuo para enlazar ambas destinado primero al agua sintética y enseguida al agua residual real.

El agua se colectó de la planta de galvanoplastia de Candilars, El Cairo. Los metales Cu, Ni y Zn se detectaron en proporciones cambiantes. El medio acuoso sintético requirió NiCl₂, NiSO₄, CuSO₄ y ZnCl₂ para

tener 450, 90 y 75 mg/L de Ni, Cu y Zn en una solución de pH 2.

La coagulación se efectuó a través de la prueba de jarras en 6 recipientes con capacidad idéntica a 1000 mL. La duración se aseguró en 1, 20 y 30 minutos respecto al mezclado instantáneo, la floculación y la sedimentación, respectivamente. Los coagulantes probados fueron NaOH, alumbre, alumbre combinado con NaOH, cal y cal con FeCl_3 .

Los componentes del reactor de electrocoagulación asociaban electrodos rectangulares de acero inoxidable, fuente de alimentación, voltiamperímetro, bomba eléctrica y cables. La geometría coincidía con un tanque rectangular de dimensiones 35, 18 y 22 cm de largo, ancho y alto. El volumen máximo de líquido que podía almacenar era de 10 L para permitir un flujo volumétrico de 100 mL/min. La unidad estaba seccionada en 6 cámaras, cinco de las cuales albergaban dos electrodos cada una. Los 10 conjuntos yacían alternados en la conexión hacia el ánodo y cátodo de las dos filas que eran perpendiculares a cada conjunto. Por tanto, se fomentó una orientación paralela de todos los pares de placas. La conexión entre ellas se estipuló por separado externamente suscitando una modalidad monopolar en serie. La cámara final permitió acumular el agua tratada. La manguera que tenía adherida funcionó como puerto de muestreo.

La coagulación impuesta en el medio acuso sintético descubrió que el coagulante de cal y FeCl_3 fue el más eficiente. El Cu, Ni y Zn advirtieron una disminución de 96.1, 86.66 % y 80.0 %, lo que atañe a los residuales de 3.51, 60 y 15 mg/L. Seguidamente, la electrocoagulación se ejecutó 30 minutos con cuatro voltajes: 5, 10, 15 y 20 mV, con electrodos de hierro y acero inoxidable. En el material de hierro, la sustitución de 5 a 10 V perfeccionó las remociones desde 88, 85.0 y 87.2 % hasta 90.6, 89.2 y 89.8 % de Ni, Zn y Cu. El subsecuente incremento de voltaje deterioró la eliminación. El valor de 15 V demostró una decadencia de 0.4, 0.8 y 1.3 %, acen tuándose con 20 V de acuerdo con 0.8, 1.1 y 1.9 %. El óptimo para el acero inoxidable se estableció en 10 V tal como fue develado para Ni, Zn y Cu con 93.5, 89.8, 90.1 %. La migración a 15 V redujo esos porcentajes para presentar 87.1 %, 85.6 % y 86.0 %. La intensificación de

los voltios afectó negativamente las eficiencias, ya que 20 V devinieron en 85.5, 83.9 y 85.3 %.

Se analizó también la permanencia de contacto medida en los minutos 15, 30, 45 y 60 con 10 V dedicando el hierro y el acero inoxidable. La más alta remoción con el hierro ocurrió a los 30 minutos, alcanzándose 90.6, 89.2 y 89.8 % para Ni, Zn y Cu. El avance a 45 minutos lo desmejoró a 89.9, 88.4 y 88.8 %, en tanto que la extensión a 60 minutos llevó a 89.1, 88.1 y 87.9 %. Para el caso del acero, 30 minutos fueron suficientes para la destacada disminución del Ni, Zn y Cu a 93.5, 89.8 y 90.0 %, respectivamente. Los minutos sucesivos indujeron la reducción de esos porcentajes a 91.1, 88.1 y 86.0 % cumplidos 45 minutos, sustituida con 87.9, 85.6 y 85.3 % para la misma serie Ni, Zn y Cu con espera de 60 minutos.

El agua fabricada se sometió a un procedimiento continuo compuesto por coagulación con el conjugado de cal- FeCl_3 en primera instancia. Inmediatamente prosiguió la electrocoagulación sujeta a la corriente eléctrica de 10 mV, contacto de 30 minutos y electrodos de acero inoxidable. El equipo se diseñó con celdas divididas en 6 partes, cada una de las cuales constó de dos electrodos paralelos de acero inoxidable que están conectados vía monopolar en serie. El descenso de concentraciones de Ni, Zn y Cu llevó los porcentajes a 93.9, 90.3 y 91.1.

El efluente derivado de la planta de galvanoplastia exhibió niveles de Zn, Cu, Ni y Fe iguales a 25, 30, 150 y 2.9 mg/L en un medio no biodegradable, según la relación DBO-DQO, de pH 2. De forma similar, el acoplamiento de coagulación-electrocoagulación con las mismas restricciones que imperaron para el agua reconstituida causó un abatimiento de 98.9, 97.4 y 96.6 % para Ni, Zn y Cu. Finalmente, una distinción entre el enfoque de electrocoagulación por lotes y continuo se corroboró con las remociones de 92.1, 87.8 y 82.9 para Ni, Zn y Cu contra 92.4, 89 y 90.6 %, respectivamente. La correlación sugirió que el último fue más competente que el primero.

La [Tabla 1](#) recopila los mejores escenarios para la remoción de metales pesados expuestos en los artículos revisados en el presente manuscrito, además del tipo de agua residual tratada, real o artificial, en cada uno de ellos.

TABLA 1
EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE METALES PESADOS DEL AGUA RESIDUAL REAL O ARTIFICIAL POR ELECTROCOAGULACIÓN

AGUA RESIDUAL		MEJOR ESCENARIO PARA REMOCIÓN	EFICIENCIA	REF.
REAL	ARTIFICIAL			
X		pH = 3.5, $j = 73.5 \text{ A/m}^2$, se = 1 cm, $t_R = 90 \text{ min}$, electrodos = 4 de acero inoxidable 302.	Cr ⁶⁺ = 91.1 % Pb = 91.31 %	[32]
X		$j = 100 \text{ A/m}^2$, pH = 12, electrodos = 2 de hierro, $t_R = 15 \text{ min}$, se = 6 cm.	Cu = 66.4 % Ni = 61.6 % Cr _{total} = 93.9 % Zn = 96 %	[33]
	X	CuSO ₄ •5H ₂ O y NiSO ₄ •7H ₂ O como sales de Cu ²⁺ y Ni ²⁺ , se = 0.5 cm, pH = 5.3-5.8 dependiendo de la concentración de las sales, $t_R = 60 \text{ min}$, [Cu ²⁺] ₀ y [Ni ²⁺] ₀ = 100 mg/L, ánodo de aluminio, $j = 60 \text{ mA/cm}^2$.	Cu ²⁺ = 100 % Ni ²⁺ = 100 %	[34]
	X	Electrodos = aluminio, [Ni ²⁺] ₀ = 100 y 150 mg/L, se = 20 mm, $t_R = 40 \text{ min}$, IRS = 750±40 W/m ² , P = 30-90 W, modo monopolar. IRS = 610±40 W/m ² , anión = 3.4 mmol/L de SO ₄ ²⁻ , $t_R = 50 \text{ min}$. [Ni ²⁺] ₀ , electrodos, se, conexión = ídem.	Ni ²⁺ = 100 % Ni ²⁺ = 97.7 %	[35]
	X	Electrodos = Fe-Al, I = 0.8 A, A _{sup} = 315 cm ² , Cr ³⁺ = 280 mg/L, Cd ²⁺ = 400 mg/L, $t_R = 60 \text{ min}$, pH = 8.4, se = 3.5 cm.	Cr ³⁺ = 95 % Cd ²⁺ = 100 %	[36]
	X	Monopolar, Cd ²⁺ = 100 mg/L, S/V = 13.6 m ⁻¹ , se = 0.5 cm, T = 50 °C, $t_R = 60 \text{ min}$, agitación = 300 rev/min, pH ₀ = 7, electrodos = 2 aluminio, $j = 3.68 \text{ mA/cm}^2$.	Cd ²⁺ = 99.5 %	[37]
X		pH ₀ = 7, Cd ²⁺ = 2.83 mg/L, T ₀ = 15 °C, V = 2.3 V, $t_R = 5 \text{ min}$.	Cd ²⁺ = 100 %	
	X	A _{sup} = 50 cm ² , se = 2 cm, agitación = 150 rev/min, T = 25±0.5 °C, electrodos = Fe-Fe, pH = 7, Cd ²⁺ = 15 mg/L, Zn ²⁺ = 92 mg/L, Mn ²⁺ = 320 mg/L, $t_R = 60 \text{ min}$, $j = 10 \text{ mA/cm}^2$. Simulación agua residual fundición. Ca ²⁺ = 10 mmol, Mg ²⁺ = 15 mmol, Cl ⁻ = 50 mmol, SO ₄ ²⁻ = 50 mmol, mezcla equimolar Cl ⁻ -SO ₄ ²⁻ = 50 mmol, electrodos = Fe-Fe, $t_R = 60 \text{ min}$.	Cd ²⁺ = 98.5 % Zn ²⁺ > 98.9 % Mn ²⁺ = 49.7 % Residuales Cd ²⁺ , SO ₄ ²⁻ = 0.4 mg/L Zn ²⁺ < 0.5 mg/L Mn ²⁺ , Cl ⁻ = 155.6 mg/L	[38]
	X	Electrodos = tubos concéntricos Fe-acero, se = 6 mm, pH = 6, flujo = 40 L/h, Cr _{total} inicial = 20 mg/L, conductividad = 500 µS/cm y $j = 19 \text{ mA/cm}^2$.	Cr = 96.5 %	[39]
X		Cr = 20 mg/L, Zn = 6.09 mg/L, Cu = 1.68 mg/L, Al = 4.53 mg/L, Cd = 0.06 mg/L, Ni = 56.1 mg/L, relación Fe/Cr = 3/1 para Cr, relación Fe/Cr = 5/1 para el resto.	Cr próximo a 100 % Zn residual 0.48 mg/L Cu, Al, Cd y Ni = 100 %	
X		Escala piloto. Flujo = 0.5 m ³ /h, relación Fe/Cr = 5/1.	Cr _{total} > 99.7 % Cr ⁶⁺ > 99.7 % Cu = 86.3 % Zn = 78 % Al = 99.7 % Ni = 42.3 %	
	X	A _{sup} = 48 cm ² , electrodos = Al-Fe ánodo cátodo, pH = 8, $t_R = 60 \text{ min}$, I = 120 mA, se = 2 cm. Ánodo-cátodo Fe-Al, pH = 9, $t_R = 60 \text{ minutos}$, I = 300 mA.	Pb ²⁺ = 100 % Cn ⁻ -Pb ²⁺ = 86 %	[40]
X		I = 300 mA, el resto ídem al caso Cn ⁻ - Pb ²⁺ .	Pb ²⁺ = 83 %	
X		Al-Fe ánodo cátodo, pH = 10, I = 300 mA, $t_R = 60 \text{ min}$.	Pb ²⁺ = 94 %	
	X	Ni = 450 mg/L, Cu = 90 mg/L, Zn = 75 mg/L, electrodos = Fe y acero inoxidable, $t_R = 30 \text{ min}$, V = 10 V, monopolar en serie, Q = 100 mL/min.	Acero inoxidable Ni = 93.5 % Zn = 89.8 % Cu = 90.1 % Hierro Ni = 90.6 % Zn = 89.2 % Cu = 89.8 %	[41]

TABLA 1 (CONT.)
EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE METALES PESADOS DEL AGUA RESIDUAL REAL O ARTIFICIAL POR ELECTROCOAGULACIÓN

AGUA RESIDUAL		MEJOR ESCENARIO PARA REMOCIÓN	EFICIENCIA	REF.
REAL	ARTIFICIAL			
	X	Tratamiento en secuencia coagulación-electrocoagulación. Electrodo = acero inoxidable, V = 10 mV, $t_R = 30$ min, monopolar en serie, Q = 100 mL/min.	Ni = 93.9 % Zn = 90.3 % Cu = 91.1 %	[41]
X		Ni = 150 mg/L, Cu = 30 mg/L, Zn = 25 mg/L, Fe = 2.9 mg/L, el resto ídem al acoplamiento coagulación-electrocoagulación.	Ni = 98.9 % Zn = 97.4 % Cu = 96.6 %	
X		Electrocoagulación por lotes y continua.	Lotes Ni = 92.1 % Zn = 87.8 % Cu = 82.9 % Continua Ni = 92.4 % Zn = 89 % Cu = 90.6 %	

Ref.: referencia, j : densidad de corriente, se : separación de electrodos, t_R : tiempo de reacción, IIS: intensidad de irradiación solar, P: potencia, I: intensidad de corriente, A_{sup} : área superficial, S/V : relación superficie eléctrica a volumen de agua, V: voltaje, Q: flujo volumétrico.

IV. CONCLUSIONES

La presente revisión pone de manifiesto que la electrocoagulación es un método importante para el tratamiento de aguas residuales con iones de metales pesados indistintamente de su procedencia. Las ventajas relevantes se enuncian a continuación:

- No requiere del suministro suplementario de algún compuesto químico en su concepción más básica. Consecuentemente, a diferencia de la coagulación genera menor cantidad de lodos. En la literatura revisada, el volumen se ha registrado como menor a 2 %. El ensamblaje es fácil con componentes simples y operación sencilla. Por otra parte, exige el remplazo del ánodo más frecuentemente cuanto más elevada sea la intensidad de corriente.
- La selección de los materiales electródicos y el acomodo dentro de la celda son relevantes para lograr resultados superiores. Los que se evalúan usualmente son hierro y aluminio, pero también se ha ponderado titanio y grafito como cátodo, aprovechando los iones hidroxilo que emanan.
- Las concentraciones residuales llegaron hasta 20 % o menos en periodos cumplidos de 5 a 60 minutos en varios experimentos bajo condiciones óptimas, lo que coincide con otros estudios realizados en efluentes que portan predominantemente contaminantes orgánicos.
- Una exploración minuciosa de variables fundamentales implicaría distancia entre electrodos, material, colocación anódica-catódica, conexión monopolar o bipolar, relación superficie/volumen, velocidad de agitación y temperatura, puesto que se ha comprobado su incidencia en la eficiencia de remoción, tiempo demandado de operación y consumo de energía y/o electródico.
- Los intentos de algunos autores por aproximarse a escenarios más complejos fructificaron sumando a las pruebas 1) iones sulfato, cloruro, calcio y magnesio, 2) remoción simultánea de dos metales pesados, 3) peróxido para limitar el hierro o aluminio en la solución, 4) electrocoagulación en plantas piloto con o sin pre o postratamiento y 5) práctica con aguas residuales reales, nombradas como naturales.
- El costo energético por cada metro cúbico de agua procesada expone a la electrocoagulación como un destacado método de tratamiento. No obstante, para no restringir demasiado los ensayos en laboratorio es importante que se haga un mayor número a escala piloto para promover con garantía de éxito el proceso en plantas de tratamiento pequeñas.

REFERENCIAS

- J. H. Duffus, ““Heavy metals”—a meaningless term?,” *Pure Appl. Chem.*, vol. 74, no. 5, pp. 793-807, may. 2002, doi: 10.1351/pac200274050793.

- [2] S. A. Razzak et al., “A comprehensive review on conventional and biological-driven heavy metals removal from industrial wastewater”, *Environmental Advances*, vol. 7, pp. 1-26, en. 2022, doi: [10.1016/j.envadv.2022.100168](https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100168).
- [3] M. Jaishankar, T. Tseten, N. Anbalagan, B. B. Mathew y K. N. Beeregowda, “Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals”, *Interdiscip Toxicol*, vol. 7, no. 2, pp. 60-72, jun. 2014, doi: [10.2478/intox-2014-0009](https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009).
- [4] J. Briffa, E. Sinagra y R. Blundell, “Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans”, *Heliyon*, vol. 6, no. 9, p e04691, sept. 2020, doi: [10.1016/j.heliyon.2020.e04691](https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691).
- [5] M. Dey et al., “Assessment of contamination level, pollution risk and source apportionment of heavy metals in the Halda River water, Bangladesh”, *Heliyon*, vol. 7, no. 12, pp. 1-12, dic. 2021, doi: [10.1016/j.heliyon.2021.e08625](https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08625).
- [6] R. K. Gautam, S. K. Sharma, S. Mahiya y M. C. Chattopadhyaya, “Contamination of Heavy Metals in Aquatic Media: Transport, Toxicity and Technologies for Remediation”, en *Heavy Metals In Water: Presence, Removal and Safety*, S. K. Sharma, ed. Royal Society of Chemistry, sept. 2014, cap. 1, pp. 1-24, doi: [10.1039/9781782620174-00001](https://doi.org/10.1039/9781782620174-00001).
- [7] H. Ali y E. Khan, “What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term ‘heavy metals’ – proposal of a comprehensive definition”, *Toxicol Environ Chem*, vol. 100, no. 1, pp. 6-19, en. 2018, doi: [10.1080/02772248.2017.1413652](https://doi.org/10.1080/02772248.2017.1413652).
- [8] C. Zhang et al., “Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability”, *Environ. Int.*, vol. 73, pp. 270-281, dic. 2014, doi: [10.1016/j.envint.2014.08.010](https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.010).
- [9] G. Saxena, D. Purchase, S. I. Mulla, G. D. Saratale y R. N. Bharagava, “Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Sites: Eco934 environmental Concerns, Field Studies, Sustainability Issues, and Future Prospects”, *Rev Environ Contam Toxicol*, vol. 249, pp. 71-131, feb. 2019, doi: [10.1007/398_2019_24](https://doi.org/10.1007/398_2019_24).
- [10] Z. Naderizadeh, H. Khademi y S. Ayoubi, “Biomonitoring of atmospheric heavy metals pollution using dust deposited on date palm leaves in southwestern Iran”, *Atmósfera*, vol. 29, no. 2, pp. 141-155, abr. 2016, doi: [10.20937/ATM.2016.29.02.04](https://doi.org/10.20937/ATM.2016.29.02.04).
- [11] M. M. Ali, D. Hossain, A. Imran, M. S. Khan, M. Begum y M. H. Osman, “Environmental Pollution with Heavy Metals: A Public Health Concern”, en *Heavy Metals. Their Environmental Impacts and Mitigation*, M. K. Nazal y H. Zhao, eds. Intechopen, jun. 2021, cap. 1, pp. 1-20, doi: [10.5772/intechopen.96805](https://doi.org/10.5772/intechopen.96805).
- [12] V. Antoniadis et al., “Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation—A review”, *Earth-Science Reviews*, vol. 171, pp. 621-645, ag. 2017, doi: [10.1016/j.earscirev.2017.06.005](https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.06.005).
- [13] P. B. Tchounwou, C. G. Yedjou, A. K. Patlolla y D. J. Sutton, “Heavy Metal Toxicity and the Environment”, en *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology (Experientia Supplementum*, vol. 101), A. Luch, ed. Berlín: Springer, abr. 2012, pp. 133-164, doi: [10.1007/978-3-7643-8340-4_6](https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6).
- [14] G. A. Engwa, P. U. Ferdinand, F. N. Nwalo y M. N. Unachukwu, “Mechanism and Health Effects of Heavy Metal Toxicity in Humans”, en *Poisoning in the Modern World. New Tricks for an Old Dog?*, O. Karcioglu y B. Arslan, eds. Intechopen, jun. 2019, cap. 5, pp. 1-23, doi: [10.5772/intechopen.82511](https://doi.org/10.5772/intechopen.82511).
- [15] K. H. Vardhan, P. S. Kumar y R. C. Panda, “A review on heavy metal pollution, toxicity and remedial measures: Current trends and future perspectives”, *J. Mol. Liq.*, vol. 290, pp. 1-22, sept. 2019, doi: [10.1016/j.molliq.2019.111197](https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.111197).
- [16] C. Zamora-Ledezma et al., “Heavy metal water pollution: A fresh look about hazards, novel and conventional remediation methods”, *Environ. Technol. Innov.*, vol. 22, pp. 1-26, may. 2021, doi: [10.1016/j.eti.2021.101504](https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101504).
- [17] H. I. Maarof, W. M. A. W. Daud y M. K. Aroua, “Recent trends in removal and recovery of heavy metals from wastewater by electrochemical technologies”, *Rev. Chem. Eng.*, vol. 33, no. 4, pp. 1-28, dic. 2016, doi: [10.1515/revce-2016-0021](https://doi.org/10.1515/revce-2016-0021).
- [18] D. Mills, “A new process for electrocoagulation”, *J Am Water Works Assoc*, vol. 92, no. 6, pp. 34-43, jun. 2000, doi: [10.1002/j.1551-8833.2000.tb08957.x](https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2000.tb08957.x).

- [19] T. Kim, T.-K. Kim y K.-D. Zoh, "Removal mechanism of heavy metal (Cu, Ni, Zn, and Cr) in the presence of cyanide during electrocoagulation using Fe and Al electrodes", *J. Water Process. Eng.*, vol. 33, pp. 1-9, feb. 2020, doi: [10.1016/j.jwpe.2019.101109](https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101109).
- [20] R. Rodaitė-Riševičienė, R. Saulė, V. Snitka y G. Saulis, "Release of Iron Ions From the Stainless Steel Anode Occurring During High-Voltage Pulses and Its Consequences for Cell Electroporation Technology", en *IEEE Trans. on Plasma Sci.*, vol. 42, no. 1, pp. 249-254, en. 2014, doi: [10.1109/TPS.2013.2287499](https://doi.org/10.1109/TPS.2013.2287499).
- [21] M. Y. A. Mollah, P. Morkovsky, J. A. G. Gomes, M. Kesmez, J. Parga y D. L. Cocke. "Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation", *J. Hazard. Mater.*, vol. 114, no. 1-3, pp. 199-210, oct. 2004, doi: [10.1016/j.jhazmat.2004.08.009](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.08.009).
- [22] E. Bazrafshan, L. Mohammadi, A. Ansari-Moghaddam y A. H. Mahvi. "Heavy metals removal from aqueous environments by electrocoagulation process- a systematic review", *J. Environ. Health Sci. Eng.*, vol. 13, no. 74, pp. 1-16, oct. 2015, doi: [10.1186/s40201-015-0233-8](https://doi.org/10.1186/s40201-015-0233-8).
- [23] I. Kabdaşlı, I. Arslan-Alaton, T. Ölmez-Hancı y O. Tünay, "Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review", *Environ. Technol. Rev.*, vol. 1, no. 1, pp. 2-45, nov. 2012, doi: [10.1080/21622515.2012.715390](https://doi.org/10.1080/21622515.2012.715390).
- [24] S. M. Didar-Ul Islam, "Electrocoagulation (EC) technology for wastewater treatment and pollutants removal", *Sustain. Water Resour. Manag.*, vol. 5, pp. 359-380, jul. 2017, doi: [10.1007/s40899-017-0152-1](https://doi.org/10.1007/s40899-017-0152-1).
- [25] K. Rajaniemi, S. Tuomikoski y U. Lassi, "Electrocoagulation Sludge Valorization—A Review", *Resources*, vol. 10, no. 12, pp. 1-15, dic. 2021, doi: [10.3390/resources10120127](https://doi.org/10.3390/resources10120127).
- [26] N. K. Shammas, M.-F. Pouet y A. Grasmick, "Wastewater Treatment by Electrocoagulation- Flotation", en *Flotation Technology* (vol. 12), L. K. Wang, N. K. Shammas, W. A. Selke y D. B. Aulenbach eds. Totowa, NJ: Humana Press, abr. 2010, pp. 199-217, doi: [10.1007/978-1-60327-133-2_6](https://doi.org/10.1007/978-1-60327-133-2_6).
- [27] A. Dura y C. B. Breslin, "Electrocoagulation using stainless steel anodes: Simultaneous removal of phosphates, Orange II and zinc ions", *J. Hazard. Mater.*, vol. 374, pp. 152-158, jul. 2019, doi: [10.1016/j.jhazmat.2019.04.032](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.04.032).
- [28] J. R. Parga et al., "Characterization of Electrocoagulation for Removal of Chromium and Arsenic", *Chem Eng Technol.*, vol. 28, no. 5, pp. 605-612, abr. 2005, doi: [10.1002/ceat.200407035](https://doi.org/10.1002/ceat.200407035).
- [29] A. S. Naje, S. Chelliapan, Z. Zakaria, M. A. Ajeel y P. A. Alaba "A review of electrocoagulation technology for the treatment of textile wastewater", *Rev. Chem. Eng.*, vol. 33, no. 3, pp. 1-30, nov. 2016, doi: [10.1515/revce-2016-0019](https://doi.org/10.1515/revce-2016-0019).
- [30] S. Garcia-Segura, M. M. S. G. Eiband, J. V. de Melo y C. A. Martínez-Huitle, "Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies", *J. Electroanal. Chem.*, vol. 801, pp. 267-299, sept. 2017, doi: [10.1016/j.jelechem.2017.07.047](https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2017.07.047).
- [31] M. Kobya, M. Bayramoglu y M. Eyvaz, "Techno-economical evaluation of electrocoagulation for the textile wastewater using different electrode connections", *J. Hazard. Mater.*, vol. 148, no. 1-2, pp. 311-318, sept. 2007, doi: [10.1016/j.jhazmat.2007.02.036](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.02.036).
- [32] D. Sharma, P. K. Chaudhari y A. K. Prajapati, "Removal of chromium (VI) and lead from electroplating effluent using electrocoagulation", *Sep Sci Technol.*, vol. 55, no. 2, pp. 321-331, en. 2019, doi: [10.1080/01496395.2018.1563157](https://doi.org/10.1080/01496395.2018.1563157).
- [33] F. İlhan, K. Ulucan-Altuntas, Y. Avsar, U. Kurt y A. Saral, "Electrocoagulation process for the treatment of metal-plating wastewater: Kinetic modeling and energy consumption", *Front Environ Sci Eng.*, vol. 13, no. 73, pp. 1-8, sept. 2019, doi: [10.1007/s11783-019-1152-1](https://doi.org/10.1007/s11783-019-1152-1).
- [34] T. A. Kenova, I. S. Vasil'eva y V. L. Kornienko, "Removal of Heavy Metal Ions from Aqueous Solutions by Electrocoagulation Using Al and Fe Anodes", *Russ J Appl Chem.*, vol. 88, no. 4, pp. 646-651, jul. 2015, doi: [10.1134/S1070427215040242](https://doi.org/10.1134/S1070427215040242).
- [35] S. Zhang, X. Yang, Q. Cheng, M. Wang, C. Hu, B. Chai y J. Li, "Treatment of Wastewater Containing Nickel by Electrocoagulation Process Using Photovoltaic Energy", *Environ. Eng. Sci.*, vol. 35, no. 5, pp. 1-9, nov. 2017, doi: [10.1089/ees.2016.0621](https://doi.org/10.1089/ees.2016.0621).

- [36] H. ELKaramany, A. Elbaz, R. Wagdy y I. Mohamed, "Chromium and cadmium removal from synthetic wastewater by Electrocoagulation process", *JETT*, vol. 9, no. 2, pp. 375-382, dic. 2021, doi: [10.47277/JETT/9\(2\)382](https://doi.org/10.47277/JETT/9(2)382).
- [37] K. Brahmi, W. Bouguerra, B. Hamrouni, E. Elaloui, M. Loungou y Z. Tlili, "Investigation of electrocoagulation reactor design parameters effect on the removal of cadmium from synthetic and phosphate industrial wastewater", *Arab. J. Chem.*, vol. 12, no. 8, pp. 1848-1859, dic. 2019, doi: [10.1016/j.arabjc.2014.12.012](https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.12.012).
- [38] L. Xu, G. Cao, X. Xu, S. Liu, Z. Duan, C. He, Y. Wang y Q. Huang, "Simultaneous removal of cadmium, zinc and manganese using electrocoagulation: Influence of operating parameters and electrolyte nature", *J. Environ. Manage.*, vol. 204, parte 1, pp. 394-403, dic. 2017, doi: [10.1016/j.jenvman.2017.09.020](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.020).
- [39] P. Krystynik, P. Masin, Z. Krusinova y P. Kluson, "Application of electrocoagulation for removal of toxic metals from industrial effluents", *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, vol. 16, pp. 4167-4172, oct. 2018, doi: [10.1007/s13762-018-2074-3](https://doi.org/10.1007/s13762-018-2074-3).
- [40] M. K. Chegeni, A. Shahedi, A. K. Darban, A. Jamshidi-Zanjani y M. Homae, "Simultaneous removal of lead and cyanide from the synthetic solution and effluents of gold processing plants using electrochemical method", *J. Water Process. Eng.*, vol. 43, pp. 1-11, oct. 2021, doi: [10.1016/j.jwpe.2021.102284](https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102284).
- [41] H. I. Abdel-Shafy, R. M. M. Morsy, M. A. I. Hewehy, T. M. A. Razeq y M. M. A. Hamid, "Treatment of industrial electroplating wastewater for metals removal via electrocoagulation continuous flow reactors", *Water Pract. Technol.*, vol. 17, no. 2, pp. 555-566, en. 2022, doi: [10.2166/wpt.2022.001](https://doi.org/10.2166/wpt.2022.001).