

# Aplicación de la electrocoagulación en la eliminación de los metales pesados en los efluentes galvánicos

## Application of electrocoagulation in the removal of heavy metals in galvanic effluents

Ernesto León Vilela<sup>1</sup>, Vidal Aramburú Rojas<sup>2</sup>

Recibido: 06/03/2021 - Aprobado: 11/08/2021 – Publicado: 23/12/2021

### RESUMEN

La búsqueda de nuevas tecnologías orientadas al tratamiento de los efluentes industriales ha hecho que la electrocoagulación sea considerada como la tecnología emergente con mayor aceptación para el tratamiento de los efluentes galvánicos que por su naturaleza misma contienen altas concentraciones de metales pesados. El objetivo de esta investigación es la eliminación efectiva de la carga final de metales pesados mediante la electrocoagulación en aguas residuales de origen galvánico, utilizando electrodos de aluminio (ánodo) y hierro (cátodo), en un reactor de tipo continuo. Se estudiaron los efectos de parámetros como el pH, densidad de corriente y voltaje, sobre las eficiencias de remoción de los metales pesados. Los resultados experimentales mostraron que el pH óptimo donde se alcanzaron los mayores porcentajes de remoción fue de 6 (Cromo 96.8%, cobre 98.1%, níquel 96.6% y zinc 98.1%). Se encontró que la eficiencia de remoción aumenta con un aumento del voltaje y de la densidad de corriente, alcanzándose a 7.5 voltios y a 19 A/m<sup>2</sup> los valores más altos de remoción respectivamente. Se puede concluir, con los resultados experimentales obtenidos, que la electrocoagulación es muy eficaz en la eliminación de los metales pesados en los efluentes galvánico.

**Palabras claves:** Efluentes galvánicos; electrocoagulación; remoción de metales pesados; aguas residuales.

### ABSTRACT

The search for new technologies aimed at treating industrial effluents has made electrocoagulation the most widely accepted emerging technology for treating galvanic effluents, which by their very nature contain high concentrations of heavy metals. The objective of this research is the effective elimination of the final heavy metal load through electrocoagulation in wastewater of galvanic origin, using aluminum (anode) and iron (cathode) electrodes, in a continuous reactor. The effects of parameters such as pH, current density and voltage, on the removal efficiencies of heavy metals were studied. The experimental results showed that the optimum pH where the highest removal percentages were reached was 6 (Chrome 96.8%, copper 98.1%, nickel 96.6% and zinc 98.1%). Removal efficiency was found to increase with an increase in voltage and current density, reaching 7.5 volts and 19 A / m<sup>2</sup> the highest removal values respectively. It can be concluded, with the experimental results obtained, that electrocoagulation is very effective in removing heavy metals from galvanic effluents.

**Keywords:** Galvanic effluents; electrocoagulation; heavy metal removal; wastewater.

1 Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, Unidad de Posgrado, Lima, Perú. Egresado de Maestría.

Autor para correspondencia: [ernesto.leon2@unmsm.edu.pe](mailto:ernesto.leon2@unmsm.edu.pe) / [eleonvi@gmail.com](mailto:eleonvi@gmail.com) – ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9676-5897>

2 Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, Unidad de Posgrado, Lima, Perú. Profesor Principal.

E-mail: [varamburur@unmsm.edu.pe](mailto:varamburur@unmsm.edu.pe) – ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7411-3866>

## I. INTRODUCCIÓN

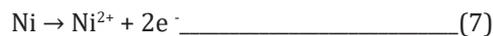
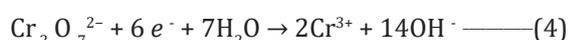
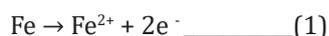
Los procesos de tratamientos de superficies tienen una gran importancia en todas las esferas de la economía y la sociedad, ya que estos garantizan recubrimientos protectores anticorrosivos con una alta durabilidad, además de propiciar una estética agradable (Chávez Porrás et al., 2009). Esta actividad es una de las principales industrias causantes de contaminación a través de descargas de agua de enjuague, las cuales contienen substanciales cantidades de metales tóxicos, tales como zinc, cobre, níquel, cromo y cadmio (Ardila Padilla, 2005).

Ante tales desafíos comenzó la preocupación por dar solución a la problemática ambiental, sobre todo dando mucha importancia al tratamiento de residuales. De esta forma, muchos de los sectores industriales se vieron obligados a implementar medidas que minimicen los impactos ambientales de manera negativa (Restrepo et al., 2006), ya sea a través de la implementación de prácticas de prevención de la contaminación o del tratamiento de aguas residuales antes de ser vertidos al medio ambiente (Chávez Porrás et al., 2009, Acosta Niño et al., 2013). Es así como la electrocoagulación, como proceso que emplea los fundamentos de la electroquímica, la coagulación y flotación o precipitación, puede emplearse para eliminar los contaminantes del agua (Acosta Niño et al., 2013). La descontaminación electroquímica es el resultado de la combinación de varios procesos, que pueden resumirse en: electroreducción, electrooxidación, electrocoagulación y electroflotación (Lavorante et al., 2011).

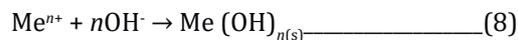
La utilización de este tipo de tecnología implica utilizar un reactor de electrocoagulación (celda electrolítica) cuyos conductores de corriente (electrodos), son sumergidos en el fluido a tratar, el que contiene los metales o sustancias que van a ser removidos y que es aprovechado como medio electrolítico (Acosta Niño et al., 2013). Mollah et al. (2004), sostiene que la electrocoagulación es un proceso simple y muy eficiente donde se genera el agente de floculación por electro oxidación del ánodo de sacrificio, mayormente hecho de hierro o aluminio. En el proceso de electrocoagulación, generalmente el tratamiento se realiza sin añadir ningún agente químico coagulante o floculante, con el propósito de reducir la cantidad de lodos que se elimina (Acosta Niño et al., 2013).

En este proceso, la generación de iones metálicos tiene lugar en el ánodo, debido a la oxidación del electrodo. En el cátodo observamos que se produce hidrógeno debido a la hidrólisis del agua. Las reacciones generales son las siguientes:

En el ánodo:



Finalmente, estos metales forman hidróxidos metálicos como sigue:



En el cátodo:



Como nos muestran las reacciones anteriores, en el ánodo de aluminio, se desarrollan dos reacciones de separación. Primero, el ánodo se disuelve produciendo en forma continua hidróxidos poliméricos metálicos que son muy buenos agentes coagulantes. Asimismo, se da la electrólisis del agua en una reacción paralela produciendo pequeñas burbujas de oxígeno en el ánodo y de hidrógeno en el cátodo (Franco Cogollo & Meza Cárcamo, 2017). Los ánodos metálicos consumibles se utilizan continuamente para producir cationes metálicos polivalentes en la zona del ánodo. Estos cationes neutralizan la carga negativa de las partículas en movimiento hacia los ánodos por la producción de cationes polivalentes a partir de la oxidación del ánodo de sacrificio (Fe o Al) y los gases de electrólisis como el hidrógeno desprendido en el ánodo y el oxígeno generado en el cátodo (Satish.I., 2013).

El presente trabajo de investigación se justifica por proponer la tecnología de electrocoagulación como una alternativa viable en la eliminación de los metales pesados en los efluentes galvánicos, evaluando la remoción como parámetro de respuesta en cada caso, relacionando la concentración inicial ( $\text{CMet}_i$ ) y final ( $\text{CMet}_f$ ) del metal pesado, expresado como el ciento de remoción, por la ecuación que se expresa a continuación:

$$\% \text{ remoción} = [ (\text{CMet}_i - \text{CMet}_f) / \text{CMet}_i ] \times 100$$

## II. MÉTODOS

En la presente investigación se evaluó la técnica de electrocoagulación como alternativa para el tratamiento de los efluentes industriales de origen galvánico, con el propósito de reducir las concentraciones finales de los metales pesados, para lo cual se realizó una caracterización inicial y posterior al tratamiento por electrocoagulación, optimizando los parámetros de proceso para determinar su porcentaje de remoción orientado al objetivo planteado.

### 2.1. Materiales

Para el proyecto se construyó una celda de electrocoagulación de tipo continuo en acrílico, cuyas medidas son: 31 cm de altura, 17 cm de ancho y 36 cm de largo, volumen total de la celda de 8.5 litros y un flujo de 1 lt/min. El sistema consta de cuatro compartimentos situados en continuo, haciendo una rampa con un ángulo de 20 grados (Jaramillo Páez et al., 2005). De acuerdo con la figura 1, tenemos: (a) diseño del reactor electrolítico continuo, en (b) se muestra la celda EC en operación continua.

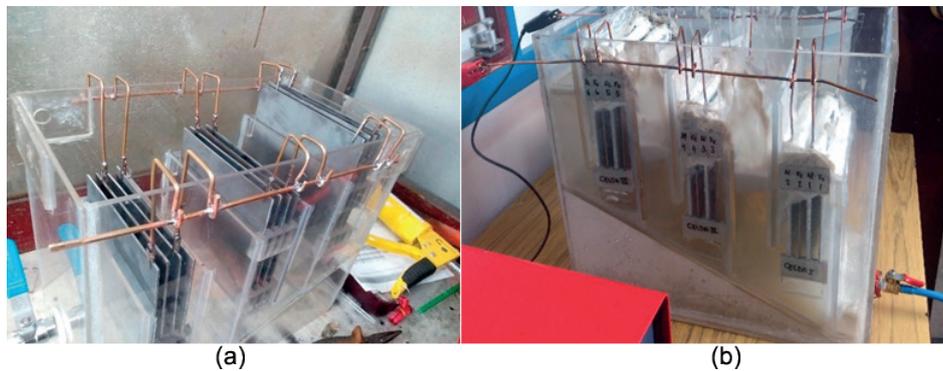
En el sistema, tres compartimentos están equipados cada uno con 4 electrodos: 2 electrodos de hierro y 2 electrodos de aluminio, en forma alterna, de dimensiones 150 x 152 x 2.3 mm que se compraron a un proveedor local, con una separación entre ellos de 10 mm. Los electrodos están distribuidos en una configuración en forma monopolar en paralelo y conectados a una fuente de alimentación de corriente continua de energía de 0 - 20 Amperios y un rango de 0 - 40V regulable. El pH de estudio, para las pruebas experimentales, varió en 6, 8 a 10, y para su medición se utilizó un Hanna HI8314. El efecto del potencial eléctrico (voltaje) aplicado fue de 6, 6.5, 7 y 7.5 voltios, y para su medición se utilizó un multímetro PHYWE.

El efluente industrial galvanico seleccionado para las pruebas de electrocoagulación proviene de las descargas de

los procesos industriales de una planta industrial galvanica, que fue monitoreada en la Empresa de Fabricación de Suministros Textiles. Los efluentes tenían una coloración verdosa amarillada turbia y sólidos suspendidos. En la Tabla 1, se muestran las condiciones iniciales:

**2.2. Metodología**

Se trabajó con un volumen de solución madre total de 600 litros de efluente, para todas las corridas incluyendo las réplicas, el cual fue dividido en tres lotes iguales de 200 litros. Para acondicionar los tres niveles de pH, 6, 8 y 10, se utilizó ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) y soda caústica (NaOH). Los electrodos fueron acondicionados con una distribución tipo monopolar en paralelo, como se puede observar en la figura 2, utilizándose electrodos de hierro y aluminio en

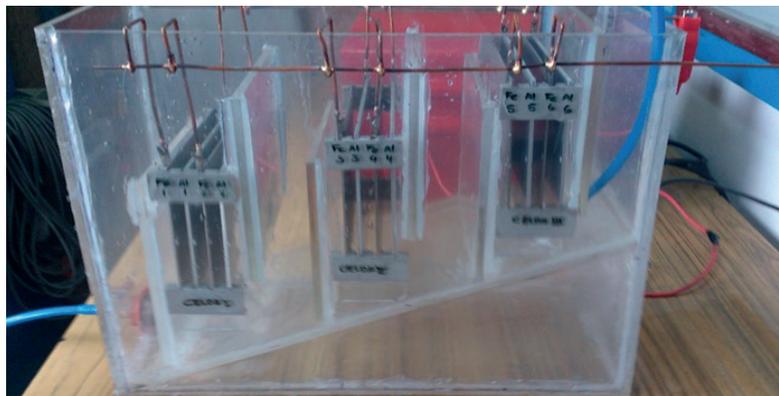


**Figura 1.** (a) Diseño de la celda electrolítica continua. (b) Celda EC en operación continua. Fuente: propia del autor

**Tabla 1.** Caracterización inicial del efluente industrial galvanico

Descripción de Muestra	Cromo Total (Cr) mg/L	Cobre total (Cu) mg/L	Níquel total (Ni) mg/L	Zinc total (Zn) mg/L
Muestra patrón pH 6	256.95	125.788	204.03	42.297
Muestra Patrón pH 8	92.85	301.19	182.12	193.216
Muestra Patrón pH 10	0.84	281.55	10.39	13.084
Temperatura			23°C	
pH			7.01	
turbidez (FTU)			996	
conduct. (µS/cm)			5.8	

Fuente: Elaboración propia



**Figura 2.** Distribución alterna de electrodos de aluminio y hierro en cada compartimiento. Fuente: Elaboración propia

forma alternada por cada compartimiento (celda) y una distancia entre ellos de 10 mm.

Cada lote de 200 litros de efluente, con el pH acondicionado, se subdividió a 50 litros de acuerdo con los cuatro niveles establecidos para el factor voltaje (25 litros para prueba y 25 litros para réplica). Las muestras experimentales, se recolectan recogiendo luego de 20 minutos de proceso continuo, distancia entre los electrodos fue de 10 mm con un área total efectiva de 4195 cm<sup>2</sup>. Todos los parámetros del proceso de electrocoagulación que se utilizaron se muestran en la tabla 2. También al final de cada etapa del experimento se determinó el peso del lodo producido.

**Tabla 2.** Parámetros del proceso de Electrocoagulación

Parámetros	Valores
Tipo de muestra	Agua residual industrial (Efluente galvánico)
Tipo de operación	Continuo
Volumen de celda electrolítica	2.8 L
Tiempo de sedimentación	60 min
Material de electrodos	Hierro (06 und.) y aluminio (06 und.)
Configuración de electrodos	Monopolar en paralelo
Espacio entre electrodos	10 mm
Área de electrodos	5472 (cm <sup>2</sup> )
Área efectiva de electrodos	4195 (cm <sup>2</sup> )
Número de ensayos	24 ensayos (12 de pruebas y 12 de réplica)
Niveles de pH	6, 8 y 10
Niveles de voltaje	6.0, 6.5, 7.0 y 7.5 voltios
Temperatura de proceso	23°C

Fuente: propia del autor

Previo de cada corrida, los electrodos fueron debidamente lijados y decapados en solución de ácido clorhídrico (HCl) al 0.1% en peso y posteriormente enjuagados con agua destilada después de cada corrida. La eficiencia de remoción, de cada prueba, se evaluó conociendo las concentraciones iniciales y finales de cada prueba. Todas las muestras fueron filtradas con papel filtro Whatman grado 40, antes de ser enviadas a un laboratorio certificado. Luego de las corridas de electrocoagulación, todas las muestras fueron enviadas al laboratorio certificado para su respectivo análisis de los parámetros que permitan identificar y cuantificar la influencia de las variables en estudio (pH, densidad de corriente y el voltaje) en la eficiencia de remoción de los metales pesados.

El procesamiento de los datos experimentales, luego de aplicar el diseño experimental, fue mediante el software Minitab® versión 20 para la revisión estadística, así como algunas herramientas de Excel® para la elaboración de tablas.

### III. RESULTADOS

El proceso de electrocoagulación puede verse afectado por varios parámetros operativos, como el potencial eléctrico (voltaje), densidad de corriente y el pH inicial. En el

presente estudio, se evaluaron los diferentes parámetros y sus efectos en la remoción del cromo, cobre, níquel y zinc de las aguas residuales de origen galvánico utilizando la técnica de la electrocoagulación. Los resultados promedios se muestran en la tabla 3, para cada muestra enviada.

**Tabla 3.** Porcentaje de remoción (%) de metales pesados en efluentes tratados

Muestra	pH	Voltaje (voltios)	dens. corriente (Amp/m <sup>2</sup> )	% remoc. Cr	% remoc. Cu	% remoc. Ni	% remoc. Zn
M1	6	6	13	89.8%	92.5%	90.7%	86.8%
M2	6	6.5	15	94.0%	94.6%	94.8%	92.6%
M3	6	7	17	96.2%	96.4%	95.3%	96.5%
M4	6	7.5	19	96.8%	98.1%	96.6%	98.1%
M5	8	6	13	71.0%	89.4%	81.5%	84.7%
M6	8	6.5	15	88.3%	93.1%	91.7%	92.8%
M7	8	7	17	89.9%	93.6%	95.5%	94.6%
M8	8	7.5	19	93.6%	96.7%	96.3%	96.4%
M9	10	6	13	38.1%	80.1%	45.4%	49.8%
M10	10	6.5	15	47.6%	81.4%	62.4%	55.3%
M11	10	7	17	64.3%	84.0%	73.5%	61.8%
M12	10	7.5	19	71.4%	87.6%	79.3%	70.7%

Fuente: Resultados obtenidos por el laboratorio certificado AGQ

Como se observa en la Tabla 3, la muestra M4 es la que obtuvo los mayores porcentajes de remoción. Estos valores promedios obtenidos, con la remoción porcentual producida, se encuentran dentro de los rangos que la normativa ambiental exige (D.S. N°021-2009-VIVIENDA).

#### 3.1. Efecto del pH inicial sobre la eficiencia de remoción de metales

En estudios previos (Chen et al., 2000) se estableció que el pH tiene un efecto considerable sobre la eficiencia del proceso de electrocoagulación. De acuerdo con los datos experimentales, observamos en la figura 3 el efecto del pH inicial, sobre la eficiencia de remoción de los metales pesados, que alcanzó los mayores valores a un pH 6, obteniéndose 96.8%, 98.1%, 96.6% y 98.1%, para el Cr, Cu, Ni y Zn respectivamente cuando se utiliza como electrodos Hierro (cátodo) y aluminio (ánodo). Entre el rango de pH 6 a 8 los porcentajes de reducción del Cu, Ni y Zn, permanecen por encima del 80% a excepción del Cr y luego todos disminuyen a pH 10, siendo el Cr el que alcanza el menor valor (38.1%). La disminución de la eficiencia de remoción a un pH alcalino fue descrita por Adhoum et al. (2004) que le atribuye a un comportamiento anfótero del Al(OH)<sub>3</sub> que conduce a aniones monoméricos Al(OH)<sub>4</sub><sup>-</sup>.

Durante el proceso se observó aumento del pH para el valor de pH 6, lo que según Vik et al. (1984) se atribuye al desprendimiento de hidrógeno y a la generación de iones OH<sup>-</sup> en el cátodo. Sin embargo, esto fue impugnado por Chen et al. (2000), quienes explicaron este aumento por la liberación de CO<sub>2</sub> de las aguas residuales debido a la perturbación de las burbujas de H<sub>2</sub>. De hecho, a un

pH bajo, el  $\text{CO}_2$  está saturado en exceso en las aguas residuales y puede liberarse durante el desprendimiento de  $\text{H}_2$ , provocando un aumento del pH. A valores mayores de 8 de pH (medio alcalino), no se observa aumento, pero si una ligera disminución de pH. De acuerdo con la literatura (Konstantinos et al., 2011) este comportamiento en medio alcalino se debe al consumo de los iones  $\text{OH}^-$ , generados en el cátodo, por los iones de  $\text{Al}^{+3}$  generado en el ánodo formando flóculos de  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . Además, los iones  $\text{OH}^-$  se combinan parcialmente con los iones  $\text{Ni}^{+2}$ ,  $\text{Cu}^{+2}$ ,  $\text{Zn}^{+2}$  y  $\text{Cr}^{+6}$  para formar hidróxidos insolubles que precipitan, por esta razón es que en medio alcalino no se registra aumento de pH.

### 3.2. Efecto del voltaje en la eficiencia de remoción de metales

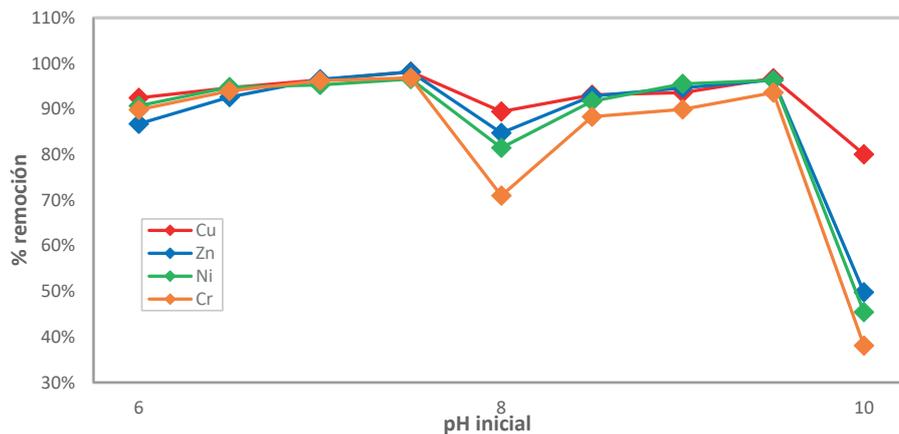
El voltaje aplicado es uno de los parámetros operativos que directamente afecta a la eficiencia de remoción de los metales.

Las pruebas se realizaron a 6, 6.5, 7 y 7.5 voltios. Los valores máximos de los ensayos se obtuvieron a 7.5V

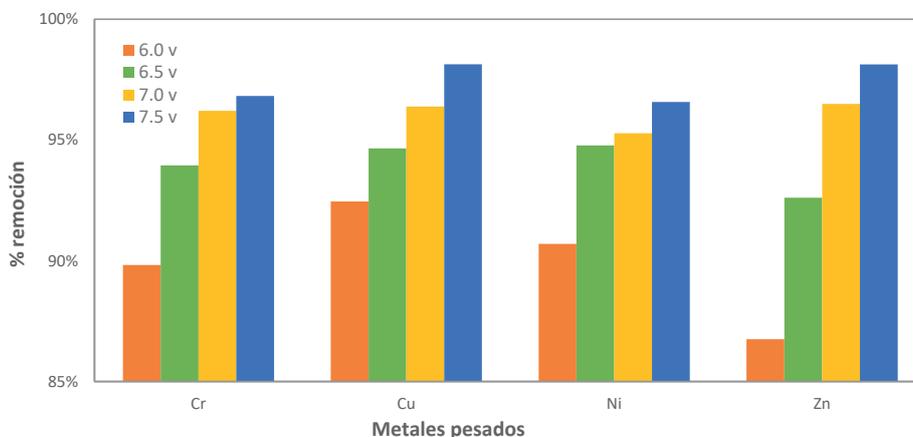
con 96.8%, 98.1%, 96.6% y 98.1% para el Cr, Cu, Ni y Zn respectivamente. Al aumentar el voltaje, como observamos en la figura 4, el porcentaje de remoción aumenta significativamente.

Estos resultados sugieren 7.5V como potencial eléctrico (voltaje) óptimo para el tratamiento de efluentes que contengan Cr, Cu, Ni y Zn. Según Golder et al. (2007), también observó el mismo comportamiento al eliminar metales (Cu, Cr y Ni) y lo atribuyeron al aumento de la tasa de generación de burbujas, influyendo en la transferencia de masa en los electrodos, lo que resulta en una mayor cantidad de precipitado para la eliminación de contaminantes.

Según los trabajos hechos por Nouri et al. (2010) en la remoción del Cu y Zn de aguas sintéticas, después de 15 a 60 minutos. cuanto mayor sea el voltaje aplicado al sistema, en el rango entre 20 a 40V, te tendrán eliminaciones más efectivas, las cuales estaban asociadas a las concentraciones iniciales, pH, voltaje y tiempo de contacto. Observó que al aumentar el potencial eléctrico (voltaje) se consumirán



**Figura 3.** Efecto del pH inicial en la remoción de metales utilizando electrodo ánodo (aluminio) y cátodo (hierro). Condiciones: voltaje 7.5 V, densidad de corriente 19 A/m<sup>2</sup>, distancia entre electrodos 10 mm, pH 6, 8 y 10, proceso continuo.  
Fuente: Elaboración propia



**Figura 4.** Efecto del voltaje sobre la eficiencia de remoción. Condiciones: pH 6, distancia entre electrodos 10 mm, proceso continuo, voltajes 6, 6.5, 7 y 7.5V.  
Fuente: Elaboración propia

más electrodos en el proceso. También, cuanto mayor sea las concentraciones de los contaminantes en la solución, mayor será el consumo del electrodo. En nuestro estudio, los resultados obtenidos respecto al consumo del electrodo (Al-ánodo) a diferentes tensiones, se muestran en la tabla 4, en donde para un proceso continuo de 50 minutos, el consumo del aluminio como ánodo a 7.5 voltios es 28 gramos en comparación con el realizado a 6 voltios que consume 2.9 gramos, representando la relación entre el consumo y el peso inicial de 1.30% y 0.10% para 7.5 y 6 voltios respectivamente.

**Tabla 4.** Efecto del voltaje en el consumo de electrodo (aluminio – ánodo). Condiciones: pH 6, distancia entre electrodos 10 mm, proceso continuo, tensión 6, 6.5, 7 y 7.5 voltios

Al - ánodo	6v	6.5v	7v	7.5v
Consumo total, gr	2.9	7.8	19	28
gr consumidos / gr peso inicial (%)	0.10%	0.40%	0.90%	1.30%

Fuente: propia del autor

### 3.3. Efecto de la densidad de corriente en la eficiencia de remoción de metales

De acuerdo con los resultados obtenidos, la densidad de corriente tiene un impacto significativo en la eficiencia de remoción de metales pesados. Para investigar el efecto, se realizaron experimentos a diferentes densidades de corrientes que variaron entre 13 y 19 A/m<sup>2</sup>. La tasa de dosificación de coagulante no solo lo determina la densidad de corriente, sino también es responsable de la tasa y tamaño de producción de burbujas y del crecimiento de floculos (Koby et al., 2003), que puede influir en la eficacia del tratamiento de la electrocoagulación. Un aumento de la densidad de corriente aumenta la densidad de burbujas y su tamaño disminuye (Khosla et al., 1991), lo que resulta en un mayor flujo hacia arriba y una remoción más rápida y flotación de lodos.

Podemos observar en la figura 5, el efecto de la densidad de corriente en la eficiencia de remoción de los metales en estudio, que aumenta conforme se va incrementando la

densidad de corriente. Los valores de remoción más alta se obtuvieron a una densidad de corriente de 19 A/m<sup>2</sup> con eficiencias de 96.8%, 98.1%, 96.6% y 98.1% para el Cr, Cu, Ni y Zn respectivamente. De acuerdo con Holt et al. (2002), este comportamiento se puede atribuir al hecho que, a alta corriente, la cantidad de iones oxidados del ánodo se incrementa dando como resultado una mayor cantidad de precipitado, removiendo los contaminantes en forma más eficiente y rápida.

## IV. CONCLUSIÓN

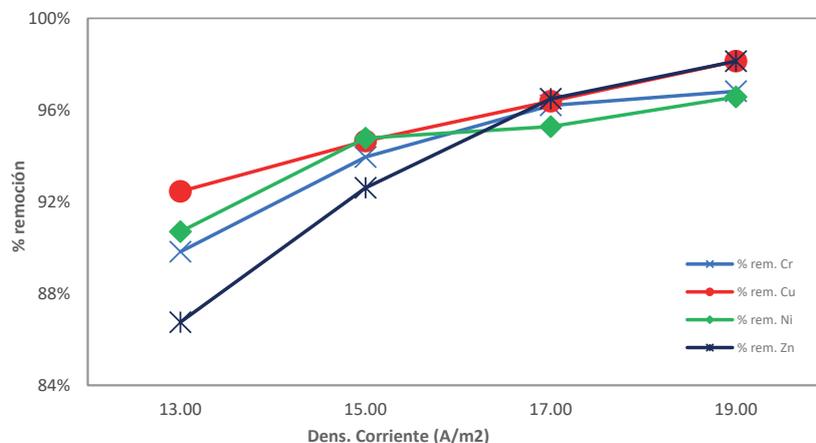
Se investigó la técnica de electrocoagulación utilizando electrodos de aluminio (ánodo) y hierro (cátodo), mediante los efectos de los diferentes parámetros de proceso como el pH inicial, la densidad de corriente y el voltaje en la remoción de metales pesados de los efluentes galvánicos.

El proceso de electrocoagulación fue aplicado con éxito al tratamiento de agua residual de origen galvánico, encontrándose que la eficiencia de remoción depende del pH, de la densidad de corriente y del voltaje aplicado.

La eficiencia de remoción más efectiva de los metales pesados como el cromo, cobre, níquel y zinc se obtiene con un voltaje de 7.5 voltios, pH 6 y una densidad de corriente de 19 A/m<sup>2</sup>, siendo las condiciones óptimas del proceso que se aplicó simultáneamente para los cuatro metales pesados, alcanzándose las eficiencias máximas de 96.8%, 98.1%, 96.6% y 98.1% para el Cr, Cu, Ni y Zn, respectivamente.

Los resultados mostraron que la eficiencia de remoción de metales pesados aumenta con el incremento de la densidad de corriente y el voltaje. La eficiencia de remoción también aumenta con la disminución del pH inicial, encontrándose que en el rango de pH de 6 a 8, las eficiencias de remoción del cobre, níquel y zinc se eliminaron más rápidamente que el cromo hexavalente.

La electrocoagulación es un método seguro, confiable y eficiente para eliminar los metales pesados de las aguas



**Figura 5.** Efecto de la densidad de corriente (A/m<sup>2</sup>) sobre la eficiencia de remoción de metales pesados. Condiciones: pH 6, distancia entre electrodos 10 mm, proceso continuo. Fuente: Elaboración propia

residuales galvánicas, la cual se demostró su aplicabilidad en el tratamiento.

## V. AGRADECIMIENTOS

El agradecimiento al Dr. Vidal Aramburu y a todas las personas e instituciones que de alguna manera me apoyaron a ser posible el desarrollo de la investigación. También a la Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, metalúrgica y Geográfica de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

## VI. REFERENCIAS

- Acosta Niño, G. E., Bourdón García, A., & Coy Barrera, C. A. (2013). Evaluación y regulación de parámetros en un equipo diseñado para la disminución de Cromo(VI), provenientes de la industria de recubrimientos galvánicos. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 23(1), 107. <https://doi.org/10.18359/rcin.235>
- Adhoum, N., Monser, L., Bellakhal, N., & Belgaied, J. E. (2004). Treatment of electroplating wastewater containing Cu<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup> and Cr(VI) by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 112(3), 207–213. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.04.018>
- Ardila Padilla, E. J. (2005). *Evaluación preliminar del proceso de electrólisis como alternativa para la recuperación de metales pesados en la industria galvanica- estudio para níquel* [Universidad de Los Andes]. <https://repositorio.uniandes.edu.co/bitstream/handle/1992/10802/u263229.pdf?sequence=1>
- Chávez Porras, Á., Cristancho Montenegro, D., & Ospina Granados, É. (2009). Una alternativa limpia para el tratamiento de las aguas residuales galvánicas: revisión bibliográfica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(14), 39–50. <https://revistas.udem.edu.co/index.php/ingenierias/article/view/37>
- Chen, X., Chen, G., & Lock Yue, P. (2000). Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. *Separation and Purification Technology*, 19(9), 65 – 76. <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.1072.2899&rep=rep1&type=pdf>
- Franco Cogollo, J. E., & Meza Cárcamo, D. J. (2017). *Evaluación de la eficiencia de un reactor de electrocoagulación a escala piloto para la remoción de algunos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos presentes en las aguas residuales*. [Universidad Francisco de Paula Santander Ocaña]. <http://repositorio.ufpso.edu.co/xmlui/handle/123456789/1678?locale-attribute=en>
- Golder, A. K., Samanta, A. N., & Ray, S. (2007). Removal of trivalent chromium by electrocoagulation. *Separation and Purification Technology*, 53(1), 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.06.010>
- Holt, P. K., Barton, G. W., Wark, M., & Mitchell, C. A. (2002). A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 211(2–3), 233–248. [https://doi.org/10.1016/S0927-7757\(02\)00285-6](https://doi.org/10.1016/S0927-7757(02)00285-6)
- Jaramillo Páez, C. A., Jaramillo Giraldo, A., & Taborda Ocampo, G. (2005). Construcción de un reactor electroquímico para electrocoagulación como método alternativo en la descontaminación de aguas residuales. *Revista Universidad de Caldas*, 145–158. [https://www.academia.edu/30996900/Construcción\\_de\\_un\\_reactor\\_electroquímico\\_para\\_electrocoagulación\\_como\\_método\\_alternativo\\_en\\_la\\_descontaminación\\_de\\_aguas\\_residuales](https://www.academia.edu/30996900/Construcción_de_un_reactor_electroquímico_para_electrocoagulación_como_método_alternativo_en_la_descontaminación_de_aguas_residuales)
- Khosla, N. K., Venkatachalam, S., & Somasundaran, P. (1991). Pulsed electrogeneration of bubbles for electroflotation. *Journal of Applied Electrochemistry*, 21(11), 986–990. <https://doi.org/10.1007/BF01077584>
- Kobyas, M., Can, O. T., & Bayramoglu, M. (2003). Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 100, 163–178. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(03\)00102-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(03)00102-X)
- Konstantinos, D., Achilleas, C., & Evgenia, V. (2011). Removal of nickel, copper, zinc and chromium from synthetic and industrial wastewater by electrocoagulation. *International Journal of Environmental Sciences*, 1(5), 697–710. <https://www.semanticscholar.org/paper/Removal-of-nickel%2C-copper%2C-zinc-and-chromium-from-Dermentzis-Christoforidis/2af2720bb19e3379b3fb0609bc7ad08c1534a24f?pdf>
- Lavorante, M. J., Álvarez, H., Chantrill, C., & Fasoli, H. (2011). Aplicaciones Ambientales de la Electrocoagulación a Escala de Planta Piloto Environmental Applications of Electrocoagulation at Pilot Plant Scale. *Planta Piloto — Ciencia Página*, 6(39), 39. <http://www.exactas.unca.edu.ar/revista/v210/pdf/ciencia21-4.pdf>
- Mollah, M. Y. A., Morkovsky, P., Gomes, J. A. G., Kesmez, M., Parga, J., & Cocke, D. L. (2004). Fundamental, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 114(1–3), 199–210. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.08.009>
- Nouri, J., Mahvi, A. H., & Bazrafshan, E. (2010). Application of electrocoagulation process in removal of zinc and copper from aqueous solutions by aluminum electrodes. *International Journal of Environmental Research*, 4(2), 201–208. <https://doi.org/10.22059/ijer.2010.10>
- Restrepo, P., Arango, Á., Ruiz, L., & Garcés, F. (2006). La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. *Producción Mas Limpia*, 1, 20. [https://www.researchgate.net/publication/277035194\\_La\\_Electrocoagulación\\_retos\\_y\\_oportunidades\\_en\\_el\\_tratamiento\\_de\\_aguas](https://www.researchgate.net/publication/277035194_La_Electrocoagulación_retos_y_oportunidades_en_el_tratamiento_de_aguas)
- Satish.I., C. (2013). Electrocoagulation: A Novel Waste Water Treatment Method. *International Journal of Modern Engineering Research*, 3(1), 93–100. [http://www.ijmer.com/papers/Vol3\\_Issue1/AP3193100.pdf](http://www.ijmer.com/papers/Vol3_Issue1/AP3193100.pdf)
- Vik, E. A., Carlson, D. A., Eikum, A. S., & Gjessing, E. T. (1984). Electrocoagulation of potable water. *Water Research*, 18(11), 1355–1360. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(84\)90003-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(84)90003-4)