

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-05

Artículos

Remoción de bacterias patógenas del agua mediante electrocoagulación con ánodos de aluminio
Removal of pathogenic microorganisms from water by electrocoagulation with aluminum electrodes

Alonso Gamero-Quijano¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7173-2861>

Pilar García², <https://orcid.org/0000-0002-8275-3684>

Adolfo La Rosa-Toro-Gómez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8143-9936>

¹University of Limerick, Limerick, Irlanda, daniel.gamero@ul.ie

²Universidad Nacional de Ingeniería, Lima, Perú, pagarcia@uni.edu.pe

³Universidad Nacional de Ingeniería, Lima, Perú, toro@uni.edu.pe

Autor para correspondencia: Alonso Gamero-Quijano, daniel.gamero@ul.ie ; Adolfo La Rosa-Toro-Gómez, toro@uni.edu.pe

Resumen

La electrocoagulación es un método alternativo a los métodos convencionales de coagulación-floculación usados en tratamiento de

aguas residuales. Hoy en día, esta técnica se emplea para el tratamiento de aguas residuales domésticas, industriales y sanitarias. En el proceso de electrocoagulación se generan iones metálicos *in situ* (p. ej., iones generados por el paso de corriente eléctrica, electrólisis). Estos iones son precursores de una variedad de especies coagulantes y su producción puede controlarse con facilidad por el tiempo de la electrólisis y los parámetros establecidos en la celda electrolítica (p. ej., corriente o potencial). Las especies coagulantes pueden presentar diversas cargas superficiales y el proceso de coagulación se da por interacción de dichas especies con los contaminantes contenidos en las aguas residuales. Estos coagulantes son capaces de atrapar partículas coloidales o incluso los microorganismos patógenos que podrían crecer en las aguas. La sobreproducción de coagulantes durante la electrólisis favorece la formación de flóculos, que a su vez precipitan en la celda electrolítica. Una vez finalizada la electrólisis, el precipitado se remueve con facilidad por filtración simple.

En el presente manuscrito se evaluó la eficiencia de la electrocoagulación, usando ánodos de aluminio comercial obtenidos a partir de latas de bebidas convencionales (latas de refrescos o cerveza). El aluminio comercial se caracterizó electroquímicamente y se comparó con aluminio de alta pureza. La caracterización electroquímica demostró que el aluminio comercial produce mayores cantidades de agentes coagulantes bajo las mismas condiciones experimentales. Por ello, el aluminio comercial se utilizó como material anódico para el tratamiento de aguas artificiales infectadas con tres tipos de bacterias: *Pseudomonas aeruginosa*, *Escherichia coli*

y *Staphylococcus aureus*, respectivamente. Los resultados experimentales han mostrado una efectividad de remoción de 100% cuando las aguas están infectadas de *Pseudomonas aeruginosa* o *Escherichia coli*, mientras que las aguas infectadas con *Staphylococcus aureus* presentaron una eficiencia de remoción de 99.86%.

Palabras clave: electrocoagulación, electro-corrosión, remoción de bacterias, desinfección de aguas, UFC mL⁻¹

Abstract

The electrocoagulation is considered as a technique with great potential to replace the conventional method of coagulation-flocculation induced by chemical reagents. Currently, this technique has been taken with interest in wastewater treatments in public services of water supplies, industries, and sanitation. Briefly, the electrocoagulation generates in-situ the metallic ions, which are the precursors of a broad range of coagulant species. The amount of generated ions is easily controlled with the time of electrolysis and the cell parameters set-up (e. g., potential or current). The coagulants will be composed by a variety of oligomeric species with different surface charges. These coagulants will destabilize and "catch" pathogenic microorganisms or colloidal particles from the wastewaters. Afterward, the excess of coagulants will entail the formation of precipitates (a.k.a. flocculation) which are easily removed by filtration. Herein, two different qualities of metallic aluminum were tested for the electrogeneration of coagulant species: a) aluminum obtained from soda drink cans, and b) pristine

aluminum. The electrochemical characterization has shown that the aluminum coming from commercial soda drinks produces higher loads of coagulant agents than the pristine aluminum under the same experimental conditions. Hence, commercial aluminum was chosen as anodic material for the treatment of artificial waters infected with three types of bacteria: *Pseudomonas aeruginosa*, *Escherichia coli*, and *Staphylococcus aureus*, respectively. The experimental results have shown an effectiveness of the 100% on the removal of *Pseudomonas aeruginosa* and *Escherichia coli*, whereas for *Staphylococcus aureus* the removal efficiency was 99.86%.

Keywords: Electrocoagulation, aluminum, removal of bacteria, water treatment.

Recibido: 04/02/2018

Aceptado: 22/10/2019

Introducción

La reutilización de las aguas residuales es una acción fundamental en el marco de la gestión integrada de los recursos hídricos. La gestión de aguas tratadas es buena estrategia para solventar problemas relacionados con escasez de agua a nivel global. Por ejemplo, la

reutilización del agua es muy valiosa para la agricultura de regadío, dado que garantiza el agua de forma continua y mejora el reciclaje de nutrientes (WHO, 2014).

La electrocoagulación es un proceso electroquímico que emplea electrodos de sacrificio como fuente de iones metálicos para el tratamiento de aguas residuales (Demirbas & Kobya, 2017; Elabbas *et al.*, 2016; Fekete, Lengyel, Cserfalvi, & Pajkossy, 2016; Heidmann & Calmano, 2008; Jiménez, Sáez, Cañizares, & Rodrigo, 2016; Kabdaşlı, Arslan-Alaton, Ölmez-Hancı, & Tünay, 2012; Llanos, Cotillas, Cañizares, & Rodrigo, 2017; Martínez-Huitle & Brillas, 2009; Nidheesh & Singh, 2017; Ramcharan & Bissessur 2017; Sayiner, Kandemirli, & Dimoglo, 2008; Zidane *et al.*, 2008). Estos iones, en contacto con el agua producen especies oligoméricas de hidróxidos metálicos que actúan como coagulantes y que son estables a condiciones controladas de pH (Zhao, Liu, & Qu, 2009). Los oligómeros de aluminio son especies catiónicas con carga superficial definida, que son capaces de atraer y “atrapar” microorganismos patógenos, los cuales tienen la particularidad de poseer membranas externas de carga negativa (Delaire, Van Genuchten, Nelson, Amrose, & Gadgil, 2015; Marlière & Dhahri, 2015; Ricordel, Miramon, Hadjiev, & Darchen, 2014; Wei, Elektorowicz, & Oleszkiewicz, 2011). Estas interacciones (oligómeros-bacterias) favorecen la formación de flóculos, que en el transcurso del proceso precipitan y posteriormente son separados del agua, permitiendo así una remoción completa de los contaminantes (Delaire *et al.*, 2015; Hakizimana *et al.*, 2016).

El proceso de electrocoagulación puede ser dividido en cuatro etapas:

- 1) Electro-corrosión del aluminio (aluminio como ánodo).
- 2) Formación de oligómeros a partir de los iones de aluminio generados (formación de coagulantes).
- 3) Desestabilización de partículas en suspensión con la formación de flóculos.
- 4) Sedimentación y separación de los flóculos del agua.

En la primera etapa del proceso, los iones de aluminio son generados por electro-corrosión del electrodo de aluminio metálico. La eficiencia de proceso de corrosión dependerá de la densidad de corriente anódica aplicada, así como de la resistencia interna del material anódico; esta última puede aumentar debido a procesos de pasivación superficial. En la segunda etapa, los iones Al^{+3} generados, en combinación con los OH^- de la solución acuosa reaccionan formando hidróxido de aluminio, y algunas especies monoméricas o diméricas, como $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$; y otras oligoméricas: $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$ y $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ (Zhao & Qu, 2009). La tercera etapa corresponde al inicio del proceso de floculación y remoción. Las especies catiónicas de aluminio y las partículas de $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ producidas electroquímicamente desestabilizan las partículas en suspensión (coloides o bacterias), esta neutralización de cargas favorece la formación de flóculos que precipitan como un hidrogel, a primera vista, de aspecto amorfo y gelatinoso (Demirbas & Kobya; Jiménez *et al.*, 2016; Llanos *et al.*, 2017). Este hidrogel de aluminio contiene una gran área superficial con propiedades absorbentes, y puede ser considerado adecuado para procesos de adsorción y atracción de bacterias u otro tipo de partículas en suspensión.

Las reacciones químicas de las dos primeras etapas son:

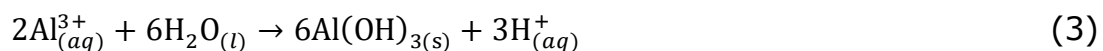
En el ánodo:



En el cátodo:



Y las reacciones de las etapas de formación de hidróxidos y especies oligoméricas son:



Una de las características atractivas del proceso de electrocoagulación es la autorregulación del pH, *i.e.*, efecto Buffer (Bazrafshan & Mahvi, 2012). De acuerdo con la Ecuación (2), en el cátodo se generan iones OH^{-} que podrían elevar el pH final de la solución; sin embargo, con base en la Ecuación (3), la acidez de Lewis de los iones aluminio da como producto iones H^{+} , los cuales neutralizan los iones hidroxilo electrogenerados en el cátodo. Esta característica difiere bastante de los procesos de coagulación

convencionales con sales de aluminio, que por lo general disminuyen el pH de la solución ($\text{pH} \leq 4$) y después necesitan un ajuste del pH final. El efecto Buffer favorece una formación continua de especies oligoméricas de hidróxidos de aluminio, que son precursores de macrocoágulos que posteriormente flocculan y precipitan. Es importante mencionar que durante la electrólisis del agua (proceso catódico) se genera una gran cantidad de gas hidrógeno, dando lugar a la formación de burbujas que pueden ser absorbidas por los flóculos, emergiendo hacia la superficie, generándose así una capa de material flotante (electro-flotación), y que podría ser retirada del agua tratada durante o después del proceso de electrocoagulación (Holt, Barton, & Mitchell, 2005; Jiménez *et al.*, 2016).

Ventajas del proceso de electrocoagulación frente al de coagulación

Bajo costo de operación ante la posibilidad de emplear aluminio de bajo coste (envases de bebidas o chatarra); este proceso elimina el uso de las sales de aluminio y aditivos neutralizantes (bases).

La electrocoagulación utiliza equipos simples y de fácil operación para la generación de oligómeros de aluminio.

Obtención *in situ* de oligómeros de aluminio, eliminando todo proceso logístico para el almacenamiento y manipulación de las sales de aluminio.

Produce flóculos más grandes que aquellos formados en la coagulación química y contienen menos agua ligada, facilitando la disposición final de los lodos (Llanos *et al.*, 2017; Martínez-Huitl & Brillas, 2009).

La electrólisis favorece el movimiento de las partículas en solución, incrementando la eficiencia de la formación de flóculos.

Parte de los flóculos es arrastrada a la superficie del agua por el hidrógeno generado en la electrólisis, posibilitando su remoción con mayor facilidad.

No obstante, el uso de agua residual tratada no está exento de riesgos en lo referente a su posible falta de idoneidad agronómica para riego, o por cuestiones sanitarias, debido a la posible presencia de microorganismos patógenos, agentes biológicos, metales pesados, y diversos compuestos orgánicos que son capaces de producir efectos perjudiciales a largo plazo en cualquier comunidad.

En el presente artículo se estudia la electrocoagulación como técnica de remoción de bacterias de agua infectadas. De acuerdo con las características bioquímicas de la membrana externa de las bacterias, éstas pueden ser divididas en grampositivas o gramnegativas. Los resultados sugieren que la eficiencia de remoción está relacionada directamente con las características bioquímicas de la membrana externa de las bacterias. A pesar de que ambas membranas son de naturaleza aniónica, la membrana celular externa

desempeñó un rol clave en la “captura” y remoción de agentes patógenos, siendo éstas las que interaccionan con los coágulos catiónicos y flóculos de aluminio.

Metodología

Diseño experimental

Caracterización elemental y electroquímica de materiales de aluminio. Determinar las condiciones óptimas para un proceso de electrocoagulación eficiente. Estudio de la efectividad del proceso de electrocoagulación para descontaminar y remover bacterias patógenas (grampositiva y gramnegativa) inoculadas en las muestras problemas.

Obtención de ánodos de aluminio a partir de latas de bebidas de refrescos

Las latas de bebidas por lo general presentan color y el logo de la bebida. Además, en su interior tienen una capa pasivante que evita el contacto directo de la bebida con el envase; esto se aplica para todo envase de bebida por temas de salubridad y sabor. La limpieza de las latas se llevó a cabo siguiendo el método de decapado de metales industriales. La lata de aluminio limpia se sumergió en ácido sulfúrico concentrado por 5 minutos. Luego la lata de aluminio se lavó con abundante agua para eliminar cualquier resto de ácido. Una vez limpia la lata, se procedió a cortar láminas de 0.4 cm², que se usaron como ánodos o electrodos de trabajo, respectivamente.

Caracterización elemental

El análisis elemental se llevó a cabo mediante espectroscopia de emisión atómica de chispa eléctrica (espectrómetro de metales Horiba Jobin Yvon). Se determinó la composición química de dos materiales de aluminio: 1) aluminio puro Riedel-de Haën, y 2) aluminio comercial obtenido de latas de bebidas, los cuales se seleccionaron como posibles candidatos para ser utilizados en procesos de electrocoagulación, a fin de remover bacterias de agua contaminada.

Caracterización electroquímica

Los experimentos de voltametría cíclica, voltametría de barrido lineal y cronoamperometría se efectuaron con un potenciostato Methrom Autolab conectado a una celda electroquímica de tres electrodos: a) un electrodo de trabajo: lámina de aluminio químicamente puro o comercial; b) un contra electrodo: alambre de platino, y (c) un electrodo de referencia Ag/AgCl/KCl (saturado). Para asegurar la reproducibilidad del estudio, el electrodo de trabajo se reemplazó por uno nuevo en cada experiencia.

Preparación de disoluciones artificiales de *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa* y *Staphylococcus aureus*

Las soluciones artificiales se prepararon inoculando 1, 3 y 5 ml de cada una de las cepas bacterianas (de 18 horas de incubación en caldo nutritivo), en 150 ml de solución estéril de NaCl 0.017 M.

Electrocoagulación de las disoluciones artificiales

Se usó una malla de acero inoxidable como cátodo, mientras que para el ánodo fueron láminas de aluminio comercial. Ambos electrodos se sumergieron en la disolución artificial de 150 ml ya descrita. Los electrodos se conectaron a una fuente externa de corriente continua y estabilizada marca Blausonic, estableciéndose así una celda electrolítica simple (dos electrodos). En seguida se aplicó una corriente constante de 200 mA durante 12 min y se llevaron a cabo medidas de conductividad (mS), pH y masa (g) de aluminio disuelto. La disolución electrocoagulada se dejó en reposo cerca de 24 horas, para favorecer la sedimentación. Es importante mencionar que cada prueba de electrocoagulación se llevó a cabo con láminas nuevas de aluminio comercial; además, ambos electrodos usados en la celda electrolítica (ánodo y cátodo) presentaron las mismas dimensiones, con un área geométrica de 4 cm².

Cultivo bacteriano en medio sólido de las disoluciones electrocoaguladas

Se extrajo una alícuota de 1 ml y se realizó una dilución 1:1 000 ml para el sembrado de bacterias en placas Petri, por la técnica de

inmersión en agar nutritivo. Tras 24 h de cultivo se realizó el recuento de unidades formadoras de colonia (UFC). Cada experiencia se hizo por triplicado. Todos los productos químicos utilizados fueron de grado analítico.

Resultados y discusión

Análisis elemental de láminas de aluminio químicamente puro y aluminio obtenido a partir de envases de bebidas

En la Tabla 1 se puede observar la composición química obtenida para un aluminio químicamente puro (Riedel-de_Haën). Como era de esperar, este material presentó un máximo contenido en aluminio de $\approx 99.5\%$ y muy pocas impurezas, destacando entre ellas hierro y silicio, ambos con 0.20% en contenido.

Tabla 1. Composición química de láminas de aluminio puro (Riedel-de-Haën).

Elemento	Composición química (%)
Al	99.47
Fe	0.20
Cu	0.02
Si	0.20
Ti	0.03
Zn	0.08

La composición química del aluminio obtenido de las latas de refresco también se analizó. La Tabla 2 muestra que estos envases poseen mayores impurezas, teniendo un contenido de $\approx 98.4\%$ en aluminio; como segundo mayor componente el hierro $\approx 0.55\%$; en tercer lugar silicio y manganeso ≈ 0.3 y 0.23% , respectivamente.

Tabla 2. Composición química de láminas de aluminio obtenidas a partir de envases de bebidas.

Elemento	Composición química (%)
Al	98.37
Cr	0.09
Cu	0.16
Fe	0.55

Mg	0.15
Mn	0.23
Si	0.29
Ti	0.09

A pesar de las impurezas, el alto contenido en aluminio hace de los envases de bebidas una materia prima barata y de interés en el proceso de electrocoagulación, el cual podría considerarse amigable con el medio ambiente (electroquímica verde). Cabe mencionar que el uso de estos envases podría considerarse como una nueva vía eficiente de reciclaje de residuos metálicos (chatarra), pues la electrocoagulación no es exclusiva de materiales de aluminio. El proceso de electrocoagulación también se puede llevar a cabo con materiales de alto contenido en hierro, con muy buenos resultados en tratamientos de aguas (Kabdaşli *et al.*, 2012; Ndjomgoue-Yossa, Nanseu-Njiki, Kengne, & Ngameni, 2015; Sayiner & Dimoglo, 2008; Zaied & Bellakhal, 2009). La razón por la cual el uso de electrodos de aluminio tiene mayor atractivo sobre los de hierro se debe al aspecto final del agua tratada. El agua tratada con electrodos de aluminio es incolora, mientras que en agua tratada con ánodos de hierro presenta coloración amarillenta muy leve.

Caracterización electroquímica de láminas de aluminio químicamente puro y aluminio obtenido a partir de envases de bebidas

Como etapa inicial se realizaron estudios por voltametría cíclica sobre láminas de aluminio de alta pureza. Este estudio es necesario para identificar el posible comportamiento electroquímico del aluminio metal, y establecer así una diferencia entre materiales de aluminio de alta pureza y aluminio comercial obtenido de latas de bebidas. En la Figura 1 se muestran los voltagramas cíclicos del aluminio puro en una solución de Na_2SO_4 0.1 M. El incremento de corriente a los extremos de la ventana de potencial se atribuye a la electrólisis del agua, procesos de oxidación (extremo positivo, producción de oxígeno) y reducción (extremo negativo, producción de hidrógeno) del agua. De acuerdo con estos estudios, se observa que la intensidad de corriente disminuye en los extremos de la ventana de potencial; esta caída de intensidad fue progresiva a medida que se incrementaba el número de barridos cíclicos (curva negra ciclo 10 vs. curva roja ciclo 16). El decaimiento gradual de corriente es perjudicial, ya que demandaría mayor potencial eléctrico y, por ello, mayores costos de operación (energía eléctrica consumida). Esta caída en la corriente debe a la formación de una película pasivante de óxido de aluminio (AlO_3) de naturaleza no conductora (Doche, Rameau, Durand, & Novel-Cattin, 1999; Gudic, Radosevic, & Kliskic, 1996; Mance, Cerović, & Mihajlović, 1984; Rangel & Travassos, 1992).

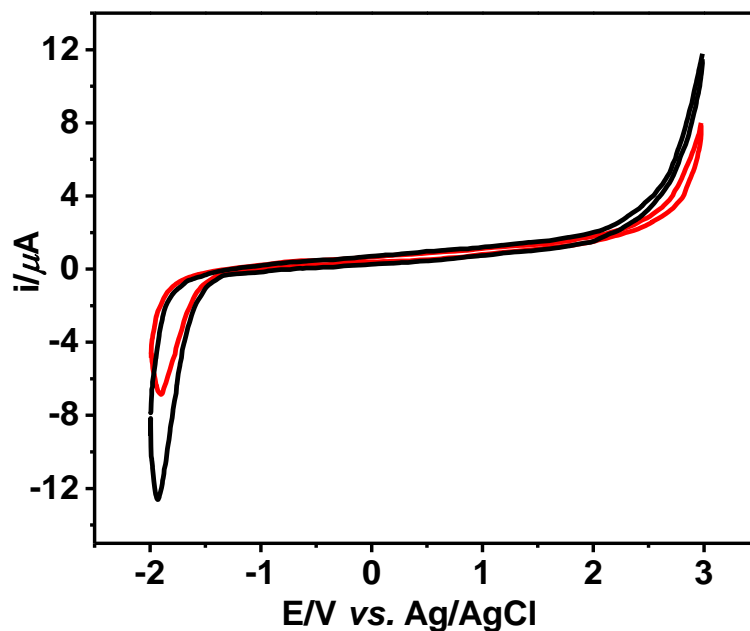


Figura 1. Voltagramas cíclicos de láminas de aluminio puro (Riedel-Haën) en una disolución de Na_2SO_4 0.1M. Ciclo 10 (curva negra) y ciclo 16 (curva roja). Velocidad de barrido: 200 mV s^{-1} .

El efecto de pasivación electroquímica del electrodo de aluminio se comprobó de forma sencilla aplicando un potencial constante, lo suficientemente positivo para generar la capa de óxido pasivante. Para ello se aplicaron 4 V sobre dos electrodos de aluminio durante 540 y 2 160 segundos, respectivamente. En seguida, se llevó a cabo un estudio por voltametría de barrido lineal. La Figura 2 muestra las curvas voltamperométricas de láminas de aluminio puro polarizadas de manera previa a 4 V. La curva a) registra la corriente de un electrodo sin capa pasivante, cuya característica es la de presentar altas densidades de corriente a bajos potenciales de barrido, luego de

polarizar durante 540 s; en la curva b) se observa un decaimiento considerable de la intensidad de corriente y es necesario aplicar mayor potencial para observar un leve incremento, este comportamiento electroquímico indica la formación de la capa pasivante de AlO_3 luego de largos periodos de polarización; en la curva c) se observa una caída drástica de corriente y son necesarios más de 7 V para observar un incremento de ésta, dicho impedimento al paso de corriente se atribuye a la presencia de mayor espesor de capa de AlO_3 (no conductor); la capa de aluminio es producida durante la etapa de polarización a potenciales mayores de 1V. Este estudio deja claro que para obtener un proceso eficiente de electrocorrosión del aluminio es necesario evitar la formación de capas pasivantes de AlO_3 .

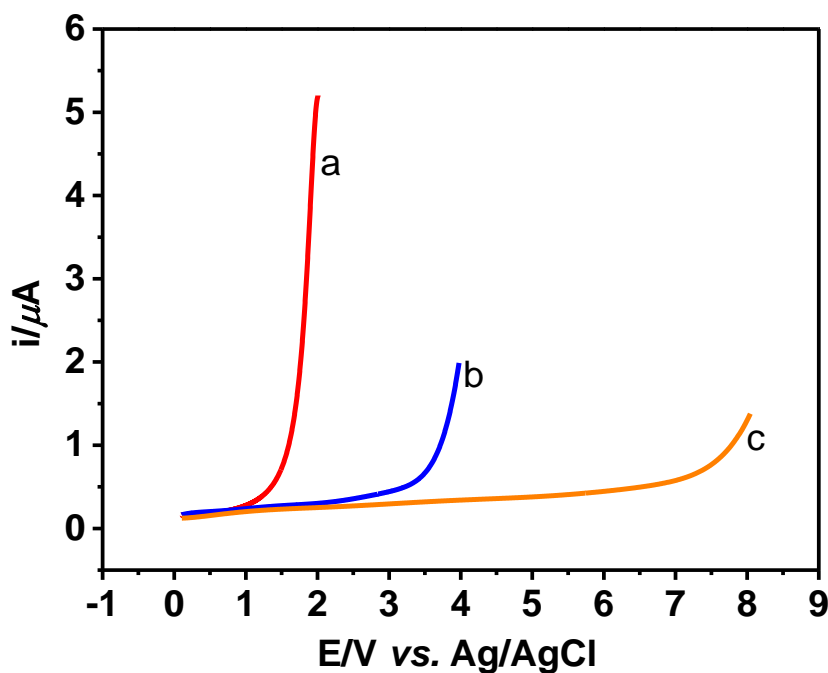


Figura 2. Voltametría de barrido lineal de láminas de aluminio puro (Riedel-de-Haën) en Na_2SO_4 0.1 M, las cuales han sido previamente polarizadas a 4 V durante a) $t = 0$ s; b) $t = 540$ s; c) $t = 2160$ s. Velocidad de barrido: 200 mV s^{-1} .

Para evitar la formación de capas pasivantes y poder promover la corrosión continua de las láminas de aluminio, se decidió incorporar iones cloruro a la solución de trabajo. De esta forma se garantizó una producción constante de iones de aluminio, necesarios para el proceso de coagulación-floculación (Tomcsányi, Varga, Bartik, Horányi, & Maleczki, 1989).

El papel de los iones cloruro es de actuar como agente despolarizante del aluminio, por ser considerado como agente corrosivo en el campo de la química y electroquímica (Edeleanu & Evans, 1951). La Figura 3 muestra los voltamperogramas de las láminas de aluminio puro y aluminio comercial (latas de bebidas) en presencia de 10 ppm de iones cloruro. En el caso del aluminio comercial (curva roja), el proceso de electro-corrosión se inicia aproximadamente a 0.1 V, seguido de un incremento constante de corriente hasta el final del barrido anódico. En el caso del aluminio puro (curva negra), el proceso de electro-corrosión se inicia a un potencial mucho más anódico, como consecuencia de la pasivación del aluminio puro, registrándose un incremento de corriente a partir de 1.3 V. La razón del porqué los potenciales de corrosión de ambos electrodos son tan diferentes, a pesar de que ambos presentan aluminio como principal componente, es la actividad despolarizante adicional que ejercen las impurezas metálicas presentes en las

láminas del aluminio comercial, sobre todo la del hierro (ver Tabla 2), el cual, en conjunto con los iones cloruro en la solución electrolítica favorecen una electro-corrosión rápida del ánodo. Casos similares se han observado en la literatura, donde el hierro o cobre pueden favorecer la corrosión de tubos de plomo, que son utilizados por lo común en el transporte sanitario de agua, soldaduras o juntas de latón (Clark, Clair, & Edwards, 2015; Trueman *et al.*, 2017).

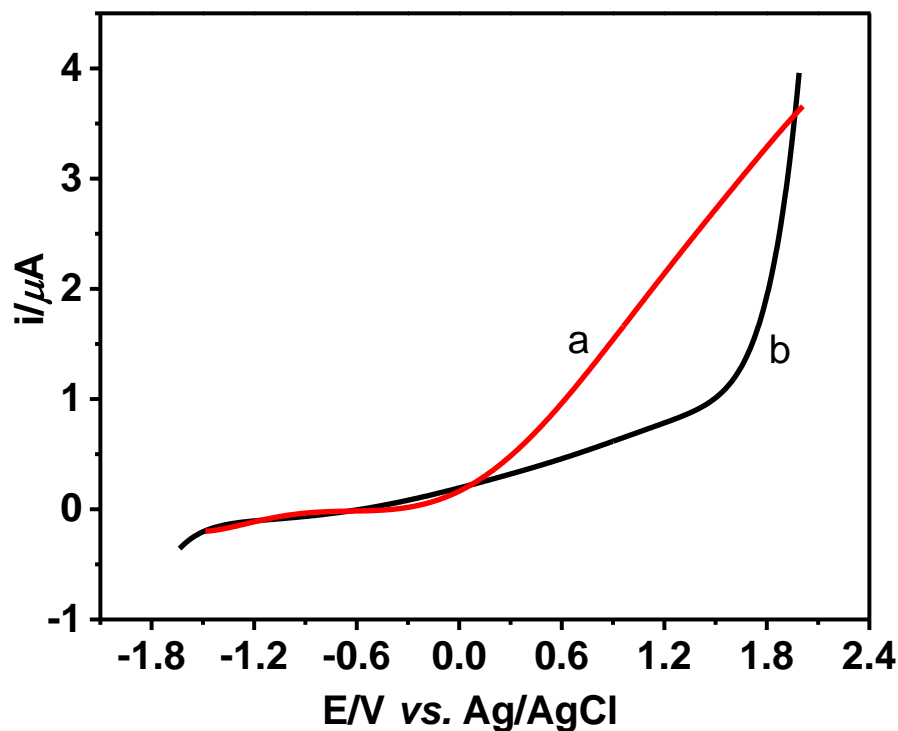


Figura 3. Voltametría de barrido lineal de: a) aluminio comercial de envases de bebidas y b) aluminio puro (Riedel-de-Haën), en solución 0.1 M de Na_2SO_4 + 10 ppm de cloruro de sodio. Velocidad de barrido: 200 mV s^{-1} .

De los resultados anteriores se deduce que el uso de aluminio comercial extraído de latas de bebidas produciría mayor cantidad de iones de aluminio que, en contacto con la solución, formaría agentes coagulantes en menor tiempo y a bajos potenciales.

Esta caracterización electroquímica demuestra que el uso de láminas de aluminio extraídas de latas de bebidas tiene cierta ventaja sobre un aluminio químicamente puro. Por ello, se llevaron a cabo estudios adicionales de cronoamperometría sobre las láminas de aluminio de bebidas en una celda de tres electrodos. Estos electrodos se sumergieron en una solución 0.1 M de Na_2SO_4 y 10 ppm de iones cloruro y fueron polarizados a diferentes potenciales indicados en la Tabla 3, donde se pueden observar las distintas densidades de corriente alcanzadas a diferentes valores de potencial, así como la masa de aluminio solubilizada luego de 300 s de electrólisis. La masa de aluminio solubilizada es un valor obtenido experimentalmente, en donde la lámina de aluminio se pesó antes y después del proceso de electrocoagulación. Luego esta masa de aluminio empírica se comparó con la masa disuelta que, en teoría, debería haberse obtenido. La masa teórica se calculó a partir de la ecuación de Faraday, que relaciona corriente transferida y masa ($m = \frac{i.t.M}{F}$). De esta manera se obtuvo la eficiencia porcentual del proceso de electrocorrosión del aluminio (eficiencia: $\frac{m_{\text{experimental}}}{m_{\text{teórica}}} \cdot 100\%$). Cabe mencionar que los valores de masa de aluminio disuelta son valores corregidos, tomando en cuenta la composición química obtenida por el análisis elemental mediante espectroscopia de emisión atómica de chispa eléctrica.

Tabla 3. Valores experimentales de cronoamperometría obtenidos con láminas de aluminio de bebidas. E (potencial aplicado sobre el ánodo vs. Ag/AgCl); densidad de corriente límite (j), expresada en amperios por decímetro cuadrado (A. dm^{-2}); m (masa disuelta experimental durante el proceso de electro-corrosión). Área geométrica del ánodo: 0.4 cm^2 .

$E(\text{V})$ aplicado	m_{disuelta} (g)	j (A. dm^{-2})	Eficiencia (%)
0.1	0.0003	3.89	120.8
0.5	0.0008	7.97	108.3
0.7	0.0010	9.03	127.2
0.8	0.0013	11.53	125.9
0.9	0.0014	15.41	121.2

Los estudios mostraron que incluso a bajas densidades de corriente o a bajos potenciales se puede obtener buena eficiencia de corrosión superior a 100%. Por otro lado, se comprobó que inclusive a bajas concentraciones de cloruros disueltos en agua, el proceso de electro-corrosión de las láminas de aluminio de bebidas se da de forma eficiente. Se hace énfasis en que los valores de potencial registrados en una celda de tres electrodos (reportados en la Tabla 3) son referidos a un electrodo de referencia, lo que implica que estos valores nominales de potencial no serán los mismos cuando se use una celda de dos electrodos; además, es importante mencionar que

un valor elevado de densidad de corriente conlleva a la producción descontrolada de oxígeno e hidrógeno, gases que podrían afectar la estabilidad estructural de los flóculos de aluminio formados. Un descontrol del proceso puede llevar a la pérdida de estabilidad mecánica del ánodo metálico, produciendo partículas metálicas micrométricas de aluminio en disolución. La aparición de partículas de aluminio en las aguas tratadas es un gran riesgo sanitario, que debe tomarse en cuenta, pues el consumo de aluminio está directamente relacionado con enfermedades neurodegenerativas, como el Alzheimer (Rondeau, Commenges, Jacqmin-Gadda, & Dartigues, 2000).

Asimismo, otro parámetro a controlar es el potencial aplicado en la celda electrolítica. Potenciales elevados pueden oxidar los iones cloruro en solución, generando cloro gaseoso, el cual es altamente irritante y tóxico, lo que implica que para llevar a cabo un proceso de electrocoagulación óptimo y seguro es necesario establecer un compromiso entre corriente y potencial aplicado. En el presente manuscrito, la eficiencia de electro-corrosión ha sido elevada en todos los casos (ver Tabla 3), por ello se decidió trabajar a una densidad de corriente baja (2.5 A.dm^{-2}), con disoluciones inoculadas con bacterias. Experimentos con bajas densidades de corriente implican potenciales de celda menores y baja producción de gases. De este modo, sólo se puede evaluar el proceso de coagulación-floculación de las bacterias y se evita cualquier factor adicional que pueda llevar a cuestionamientos de la técnica *per se*. Entre los factores adicionales, se podría mencionar eliminación de bacterias por producción de cloro gaseoso, donde el hipoclorito podría formar parte

del proceso (Reychler *et al.*, 2009); o estrés de las bacterias por el campo eléctrico aplicado en solución, inactivándolas por largos periodos (Luo & Qian, 2005; Stratford *et al.*, 2019); ambos factores darían falsos positivos y pueden ser fácilmente descartados en condiciones bajas de corriente y potencial.

Ensayos experimentales de remoción de *Pseudomona aeruginosa*, *Escherichia coli* y *Staphylococcus aureus*

Estos experimentos se llevaron a cabo en una celda electrolítica de dos electrodos. Los ánodos de aluminio utilizados en esta serie de experimentos se obtuvieron a partir de latas de bebidas. Además, a diferencia de los experimentos en celdas de tres electrodos, estos experimentos se hicieron en ausencia de electrólito soporte (*i.e.*, 0.1M Na₂SO₄). Con el objetivo de emular la conductividad que presentan las aguas residuales ($\approx 2 - 200 \text{ mS cm}^{-1}$), se decidió trabajar con una solución 0.017 M de iones cloruro (Hakizimana *et al.*, 2016; Morrison, Fatoki, Persson, & Ekberg, 2001).

Ensayo de remoción de *Pseudomonas aeruginosa* (gramnegativa)

La Figura 4 muestra imágenes de un experimento control para determinar las unidades formadoras de colonias (UFC) de *Pseudomonas aeruginosa*. A la izquierda, una placa Petri con agar nutritivo; a la derecha, una placa Petri de agar inoculada con la cepa bacteriana. Como se observa en la imagen de la derecha, cada punto es una unidad formadora de colonias; la cepa bacteriana está en la fase de crecimiento a las 18 horas de incubación en caldo nutritivo. Se realizó un recuento de bacterias usando una cámara de Neubauer, obteniéndose un valor inicial de 1.8×10^9 UFC ml⁻¹.

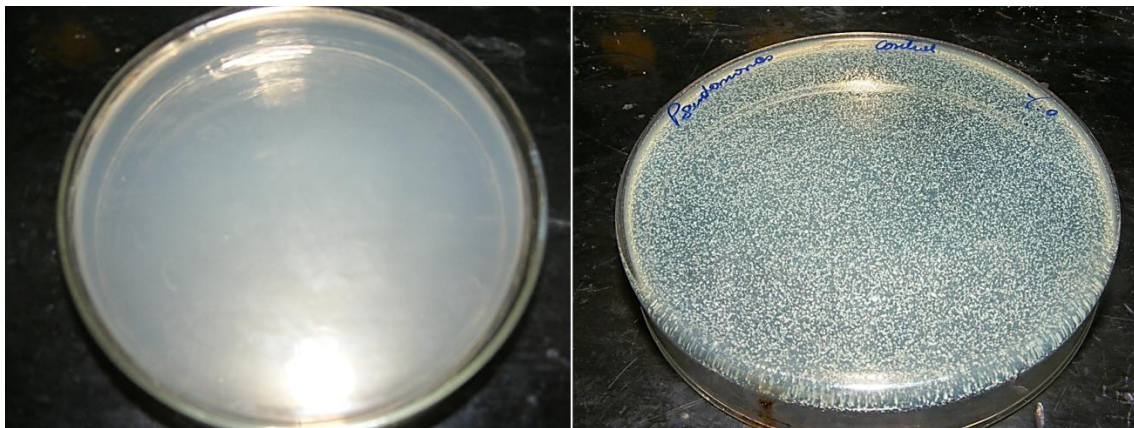


Figura 4. Izquierda: placa Petri con agar nutritivo (blanco); derecha: placa Petri inoculada de *Pseudomonas aeruginosa*, 1.8×10^9 UFC ml⁻¹.

Una vez establecida la UFC mL⁻¹ inicial se procedió a inocular volúmenes de 1, 3 y 5 ml en 150 ml de solución 0.017 M NaCl. La celda electrolítica utilizada en las experiencias de electrocoagulación

está representada en la Figura 5 (izquierda). Como se puede observar, las soluciones iniciales presentaron elevada turbiedad debido a la alta-concentración de la cepa bacteriana. Cabe mencionar que las UFC mL⁻¹ iniciales están por arriba cinco órdenes de magnitud del nivel permitido en aguas de refrigeración industrial (Iervolino, Mancini, & Cristino, 2017) y por arriba de siete ordenes de magnitud del nivel permitido en aguas de riego para pastos (Cho, Luong, Lee, Oh, & Lee, 2011).



Figura 5. Izquierda: sistema electroquímico utilizado para la electrocoagulación de soluciones inoculadas con bacterias; derecha: solución electrocoagulada luego de un reposo de 24 horas.

Cabe señalar que las muestras de estudio son altamente concentradas en comparación con los estudios reportados en la literatura, donde se suelen estudiar soluciones problema con concentraciones de $4 \cdot 10^{-4}$ UFC mL⁻¹ (Hakizimana *et al.*, 2016).

La electrocoagulación se llevó a cabo galvanostáticamente, aplicando 200 mA (equivalente a $2.5 \text{ A}\cdot\text{dm}^{-2}$, área del electrodo 4 cm^2) por 12 minutos. Esto equivale a alrededor de 1 mg de aluminio disuelto de manera electroquímica. La muestra electrocoagulada presentó tres fases definidas (Figura 5, derecha), en comparación con la solución turbia de referencia mostrada en la Figura 5 (izquierda). Luego del proceso de electrocoagulación, se puede visualizar con claridad un sobrenadante con burbujas. En este caso, las burbujas se atribuyen al hidrógeno molecular producido en el cátodo de acero durante la electrólisis. La interface traslúcida es agua libre de bacterias, y la fase turbia es atribuida a los flóculos de bacteria e hidróxido de aluminio precipitados. Esta muestra electrocoagulada se dejó en reposo durante 24 horas. Si bien dejar durante 24 horas en reposo una solución tratada no es viable en el ámbito industrial, el objetivo de esta etapa de reposo fue demostrar que las bacterias no son capaces de escapar y volver a la solución una vez atrapadas dentro del hidróxido de aluminio.

Las características iniciales y finales de tipo físico-químico y biológico del agua tratada se reportan en la Tabla 4. Los valores iniciales y finales de pH demuestran el efecto Buffer del proceso con una autorregulación del pH (Bazrafshan & Mahvi, 2012). El pH del agua se mantuvo dentro de los niveles permitidos para su reutilización. La conductividad (σ) fue invariable, un resultado que indicaría la ausencia de nuevas especies iónicas en disolución; *i.e.*, la mayoría de especies catiónicas precipitan y pueden ser removidas.

Tabla 4. Resultado de la remoción de *Pseudomonas aeruginosa*.

Vol. inoculado (ml)	UFC ml ⁻¹ inicial	pH ₀	pH _f	σ _{inicial} (mS)	σ _{final} (mS)	J (A dm ⁻²)	UFC ml ⁻¹ final
1	1.2 x 10 ⁷	5.12	7.95	2.20	2.20	2.5	—
3	3.6 x 10 ⁷	5.18	7.38	1.95	1.95		—
5	6.0 x 10 ⁷	5.22	7.76	2.05	2.05		9

Tras el reposo de 24 horas se hizo un filtrado simple y se tomó una alícuota de 1 ml directamente de la muestra. En seguida, se procedió al sembrado en agar nutritivo. La Figura 6 (izquierda) muestra una placa control del estado inicial de la muestra no electrocoagulada (1.2 x 10⁷UFC ml⁻¹). Claramente se puede observar una variedad de puntos blancos, unos de mayor diámetro que otros, que son indicadores de colonias de *Pseudomonas aeruginosa*. Esta placa control indica la gran actividad de las bacterias cuando están en contacto del agar nutritivo.

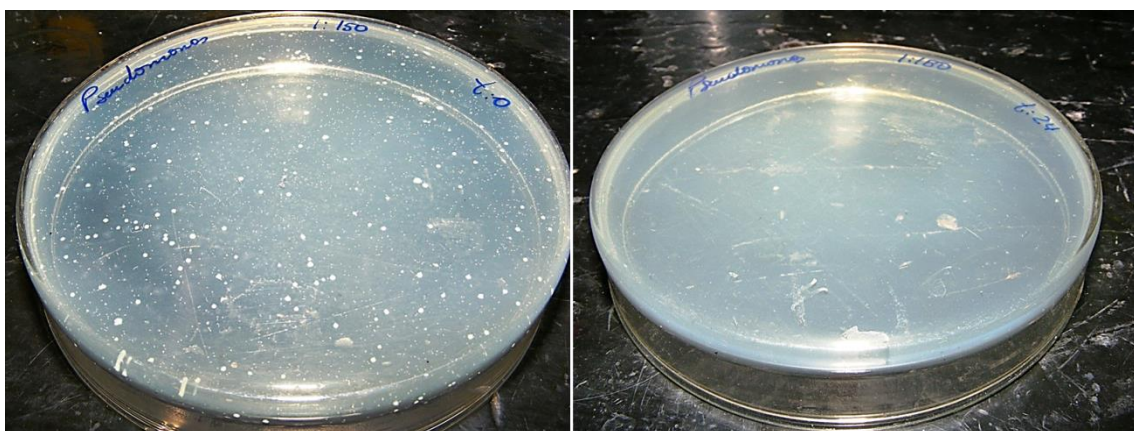


Figura 6. Electrocoagulación (12 min) de 1.2×10^7 UFC ml^{-1} de *Pseudomonas aeruginosa* en 150 ml de solución de cloruro de sodio 0.017M; izquierda, muestra inicial no electrocoagulada (tiempo cero); derecha, cultivo de 1 ml de muestra electrocoagulada con 24 horas de reposo. Resultado: no se observaron colonias de *Pseudomonas aeruginosa*.

A la derecha se observa una placa Petri inoculada con solución tratada por electrocoagulación. La muestra electrocoagulada no presentó la formación de ninguna colonia de *pseudomonas* (ausencia de puntos blancos). Esto indicó que el proceso de electrocoagulación puede remover de manera efectiva muestras contaminadas con bacteria del tipo *Pseudomonas aeruginosa*. Sin embargo, la muestra con 6.0×10^7 UFC ml^{-1} mostró cierta actividad bacteriana tras ser electrocoagulada (9 UFC ml^{-1}). No obstante, este último caso debe ser considerado extremo debido a la proliferación bacteriana que está fuera del rango de casos reales en aguas contaminadas.

La *Pseudomonas aeruginosa* es una bacteria gramnegativa. Es decir, presenta una pared celular compuesta de lipolisacáridos, proteínas y fosfolípidos, siendo estos últimos los responsables de proporcionar una carga negativa neta a la pared celular (Beveridge, 1999; Jiang *et al.*, 2004; Nikaido & Nakae, 1980; Usacheva, Teichert & Biel, 2001). Esta es de aluminio formados durante el proceso de electrocoagulación. Estas cargas superficiales son la razón por la cual el método de electrocoagulación fue tan efectivo (Oñate-Garzón & Patiño, 2017). No obstante, el efecto de la corriente constante sobre la membrana celular no debe descartarse. Se ha reportado que a

densidades de corriente superiores a 5 A.dm^{-2} , las membranas celulares incrementan su hidrofobicidad, causando un alisado celular y, en algunos casos, ruptura de la membrana celular (Luo, Wang, Zhang, & Qian, 2005). Además, a densidades de corriente menores se demostró que las *Pseudomonas aeruginosa* forman *biofilms* sobre superficies sólidas (Luo *et al.*, 2005). Este último caso podría ser parte del mecanismo de remoción aquí reportado.

Ensayo de remoción de *Escherichia coli* (gramnegativa)

Siguiendo el mismo protocolo descrito en el ensayo de remoción de la parte a), se llevaron a cabo estudios de electrocoagulación sobre muestras inoculadas con *Escherichia coli*. La Tabla 5 muestra las condiciones iniciales de las muestras. De nueva cuenta cabe resaltar que las UFC ml^{-1} iniciales exceden por varios órdenes de magnitud los valores estudiados en la literatura para el caso de la *E. coli*, que están alrededor de 10^3 a 10^4 UFC ml^{-1} (Boudjema *et al.*, 2014; Delaire *et al.*, 2015). Similar al caso anterior, el valor de pH y la conductividad inicial variaron dentro de los parámetros permitidos.

Tabla 5. Resultado de la remoción de *Escherichia coli*.

Vol. inoculado	UFC mL^{-1} inicial	pH ₀	pH _f	σ_{inicial} (mS)	σ_{final} (mS)	J (A.dm^{-2})	UFC ml^{-1} final
----------------	------------------------------	-----------------	-----------------	--------------------------------	------------------------------	--------------------------	----------------------------

(ml)							
1	1.2×10^7	5.63	6.46	2.00	1.95	2.5	—
3	3.6×10^7	5.90	6.52	1.90	1.90		
5	6.0×10^7	5.90	6.48	2.00	2.00		

En este caso, el proceso de electrocoagulación removió al 100% la *E. coli* para todos los volúmenes inoculados (1, 3 y 5 ml). Efectividad que no se alcanza en procesos de electrocoagulación donde se emplean ánodos de hierro, en los cuales sólo se atenúa el contenido bacteriano en solución (Delaire *et al.*, 2015).

La *E. coli*, al igual que la *Pseudomonas aeruginosa* es una bacteria gramnegativa, por ello el mecanismo de floculación y precipitación-remoción debería ser similar.

Ensayo de remoción de *Staphylococcus aureus* (grampositiva)

De forma similar a los ensayos a) y b), se siguió el mismo protocolo establecido. De nuevo el proceso de electrocoagulación fue eficiente para todas las muestras inoculadas (ver Tabla 6); pero para la muestra tratada de mayor contenido de cepa bacteriana se detectaron 70 UFC ml⁻¹. Estos resultados apuntan a que la naturaleza de la pared bacteriana podría estar jugando un rol durante el proceso

de coagulación-floculación (diferentes tipos de interacción o afinidad), por lo que para una completa remoción de 100% quizá se necesiten mayores tiempos de electrocoagulación.

Tabla 6. Resultado de la remoción de *Staphylococcus aureus*.

Vol. inoculado (ml)	UFC ml ⁻¹ Inicial	pH ₀	pH _f	σ _{inicial} (mS)	σ _{final} (mS)	J (A.dm ⁻²)	UFC ml ⁻¹ final
1	1.2 x 10 ⁷	4.53	6.02	2.21	2.21	2.5	—
3	3.0 x 10 ⁷	4.50	6.20	2.21	2.20		—
5	5.0 x 10 ⁷	4.51	6.12	2.20	2.20		70

En el caso de la bacteria grampositiva, presenta en su pared celular polisacáridos ácidos denominados ácidos teicoicos (polímeros con unidades glicerolfosfato o de ribitolfosfato), siendo estos componentes los responsables de la carga negativa neta de la superficie (Jiang *et al.*, 2004; Lee *et al.*, 2009; Navarre & Schneewind, 1999; Salton & Freer, 1965). La membrana celular de esta bacteria podría considerarse más hidrofóbica debido a la presencia del ácido lipoteicoico, lo que conlleva a menos interacción con los hidrogeles de aluminio (Gutiérrez-Venegas & Cardoso-Jiménez, 2006). Se ha reportado que la eliminación de *Staphylococcus aureus* es más efectiva con especies neutras que con especies de carga superficial catiónica (Oñate-Garzón & Patiño, 2017), lo que explicaría el remanente bacteriano en solución.

La Tabla 7 muestra todos los resultados obtenidos en el presente manuscrito, en donde se ha de resaltar la eficiencia del

proceso de electrocoagulación para la remoción de tres tipos de bacterias perjudiciales para el ser humano.

Tabla 7. Eficiencia de remoción de los microorganismos patógenos.

Tipo de Bacteria	ID	UFC ml ⁻¹ inicial	UFC ml ⁻¹ final	% remoción
Bacteria Gram (-)	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	1.2 x 10 ⁷	0	100
		3.6 x 10 ⁷	0	100
		6.0 x 10 ⁷	9	99.99
	<i>Escherichia coli</i>	1.2 x 10 ⁷	0	100
		3.6 x 10 ⁷	0	100
		6.0 x 10 ⁷	0	100
Bacteria Gram (+)	<i>Staphylococcus aureus</i>	1.0 x 10 ⁷	0	100
		3.0 x 10 ⁷	0	100
		5.0 x 10 ⁷	70	99.86

Por último, el cultivo de los sedimentos filtrados, luego de la electrocoagulación, reveló la existencia de microorganismos vivos en estos sólidos. Por ende, la gestión y eliminación del filtrado demandaría el contrato de personal cualificado debido a la peligrosidad del material.

Conclusiones

- La caracterización electroquímica de los electrodos de aluminio comercial y aluminio puro ha demostrado que ambos materiales presentan distintas respuestas anódicas en el rango de potencial empleado. Dichas respuestas están asociadas con la diferente composición química de cada material; las impurezas metálicas presentes en el aluminio extraído de latas de bebidas actúan como un despolarizante estructural, favoreciendo su corrosión, permitiendo la mayor disponibilidad de iones aluminio en la solución (eficiencias de corrosión arriba de 100%).
- Partiendo del hecho de que el tamaño que presentan las bacterias ($\geq 0.5 \mu\text{m}$) es superior al tamaño de las partículas coloidales, pueden considerarse como partículas en suspensión. Dichas bacterias son removidas básicamente bajo el mecanismo de atracción electrostática entre especies oligoméricas de aluminio y las paredes celulares negativas de las bacterias; tal interacción conlleva a una formación de flóculos posterior, los cuales posibilitan su sedimentación, facilitando su remoción.
- Las soluciones electrocoaguladas revelaron un valor de UFC ml^{-1} igual a cero para la mayoría de los casos, resaltando la efectividad del proceso de electrocoagulación con ánodos de aluminio reciclado.
- La diferencia en la eficiencia de remoción de acuerdo con el tipo de bacteria puede estar relacionado con la diferencia del valor de

carga negativa de la membrana celular y la hidrofobicidad de la misma.

- Para lograr alcanzar una remoción completa, se recomienda un estudio específico para cada tipo de bacteria grampositiva o gramnegativa. Para cada caso se podría mejorar la eficiencia de remoción aumentando el tiempo de electrólisis, el potencial o la densidad de corriente.

Agradecimientos

Al CONCYTEC y al Instituto de Investigación de la Facultad de Ciencias de la UNI, por el apoyo para la realización del trabajo.

Referencias

- Bazrafshan, E., Ownagh, K. A., & Mahvi, A. H. (2012). Application of electrocoagulation process using iron and aluminum electrodes for fluoride removal from aqueous environment. *E-Journal of Chemistry*, 9(4), 2297-2308.
- Beveridge, T. J. (1999). Structure of Gram-negative cell walls and their derived membrane vesicles. *Journal of Bacteriology*, 181(16), 4725-4733.
- Boudjema, N., Drouiche, N., Abdi, N., Grib, H., Lounici, H., Pauss, A., & Mameri, N. (2014). Treatment of Oued El Harrach River water by electrocoagulation noting the effect of the electric field on microorganisms. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 45(4), 1564-1570.

- Cho, S., Luong, T. T., Lee, D., Oh, Y. K., & Lee, T. (2011). Reuse of effluent water from a municipal wastewater treatment plant in microalgae cultivation for biofuel production. *Bioresource Technology*, 102(18), 8639-8645.
- Clark, B., St. Clair, J., & Edwards, M., (2015) Copper deposition corrosion elevates lead release to potable water. *Journal American Water Works Association*, 107(11), E627-E637.
- Delaire, C., Van Genuchten, C. M., Nelson, K. L., Amrose, S. E., & Gadgil, A. J. (2015). *Escherichia coli* attenuation by Fe electrocoagulation in synthetic bengal groundwater: Effect of pH and natural organic matter. *Environmental Science and Technology*, 49(16), 9945-9953.
- Demirbas, E., & Kobya, M. (2017). Operating cost and treatment of metalworking fluid wastewater by chemical coagulation and electrocoagulation processes. *Process Safety and Environmental Protection*, 105, 79-90.
- Doche, M. L., Rameau, J. J., Durand, R., & Novel-Cattin, F. (1999). Electrochemical behaviour of aluminium in concentrated NaOH solutions. *Corrosion Science*, 41(4), 805-826.
- Edeleanu, C., & Evans, U. R. (1951). The causes of the localized character of corrosion on aluminium. *Transactions of the Faraday Society*, 47, 1121-1135.
- Elabbas, S., Ouazzani, N., Mandi, L., Berrekhis, F., Perdicakis, M., Pontvianne, S., Pons, M. N., Lopicque, F., Leclerc, J. P. (2016). Treatment of highly concentrated tannery wastewater using electrocoagulation: Influence of the quality of aluminium used

- for the electrode. *Journal of Hazardous Materials*, 319, 69-77.
- Fekete, É., Lengyel, B., Cserfalvi, T., & Pajkossy, T. (2016). Electrochemical dissolution of aluminium in electrocoagulation experiments. *Journal of Solid State Electrochemistry*, 20(11), 3107-3114.
- Gudic, S., Radosevic, J., & Kliskic, M. (1996). Impedance and transient study of aluminium barrier-type oxide films. *Journal of Applied Electrochemistry*, 26(10), 1027-1035.
- Gutiérrez-Venegas, G., & Cardoso-Jiménez, P. (2006). Ácido lipoteicoico: receptores y mecanismo de transducción. *Revista de Educación Bioquímica*, 25(2), 41-49.
- Hakizimana, J. N., Gourich, B., Vial, Ch., Drogui, P., Oumani, A., Naja, J., & Hilali, L. (2016). Assessment of hardness, microorganism and organic matter removal from seawater by electrocoagulation as a pretreatment of desalination by reverse osmosis. *Desalination*, 393, 90-101.
- Heidmann, I., & Calmano, W., (2008). Removal of Zn(II), Cu(II), Ni(II), Ag(I) and Cr(VI) present in aqueous solutions by aluminium electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 152(3), 934-941.
- Holt, P. K., Barton, G. W., & Mitchell, C. A. (2005). The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. *Chemosphere*, 59(3), 355-367.
- Iervolino, M., Mancini, B., & Cristino, S. (2017). Industrial cooling tower disinfection treatment to prevent *Legionella* spp. *International Journal of Environmental Research and Public*

Health, 14(10), 1-14.

Jiang, W., Saxena, A., Song, B., Ward, B. B, Beveridge, T. J., & Myneni, S. C. B. (2004). Elucidation of functional groups on gram-positive and gram-negative bacterial surfaces using infrared spectroscopy. *Langmuir: The ACS Journal of Surfaces and Colloids*, 20(26), 11433-11442.

Jiménez, C., Sáez, C., Cañizares, P., & Rodrigo, M. A. (2016). Optimization of a combined electrocoagulation-electroflotation reactor. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(10), 9700-9711.

Kabdaşlı, I., Arslan-Alaton, I., Ölmez-Hancı, T., & Tünay, O. (2012). Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: A critical review. *Environmental Technology Reviews*, 1(1), 2-45.

Lee, E. Y., Choi, D. Y., Kim, D. K., Kim, J. W., Park, J. O., Kim, S., Kim, S. H., Desiderio, D. M., Kim, Y. K., Kim, K. P., & Ghoo, Y. S. (2009). Gram-positive bacteria produce membrane vesicles: Proteomics-based characterization of *Staphylococcus aureus*-derived membrane vesicles. *Proteomics*, 9(24), 5425-5436.

Llanos, J., Cotillas, S., Cañizares, P., & Rodrigo, M. A. (2017). Electrocoagulation as a key technique in the integrated urban water cycle. A case study in the centre of Spain. *Urban Water Journal*, 14(6), 650-654.

Luo, Q., Wang, H., Zhang, X., & Qian, Y. (2005). Effect of direct electric current on the cell surface properties of phenol-degrading bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(1), 423-427.

- Mance, A., Cerović, D., & Mihajlović, A. (1984). The effect of small additions of indium and thallium on the corrosion behaviour of aluminium in sea water. *Journal of Applied Electrochemistry*, 14(4), 459-466.
- Marlière, C., & Dhahri, S., (2015). An *in vivo* study of electrical charge distribution on the bacterial cell wall by atomic force microscopy in vibrating force mode. *Nanoscale*, 7(19), 8843-8857.
- Martínez-Huitle, C. A., Brillas, E. (2009). Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: A general review. *Applied Catalysis B: Environmental*, 87(3-4), 105-145.
- Morrison, G., Fatoki, O. S., Persson, L., & Ekberg, A. (2001). Assessment of the impact of point source pollution from the Keiskammahoek Sewage Treatment Plant on the Keiskamma River-pH, electrical conductivity, oxygen-demanding substance (COD) and nutrients. *Water SA*, 27(4), 475-480.
- Navarre, W. W., & Schneewind, O. (1999). Surface proteins of gram-positive bacteria and mechanisms of their targeting to the cell wall envelope. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 63(1), 174-229.
- Ndjomgoue-Yossa, A. C., Nanseu-Njiki, C. P., Kengne, I. M., & Ngameni, E. (2015). Effect of electrode material and supporting electrolyte on the treatment of water containing *Escherichia coli* by electrocoagulation. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(6), 2103-2110.

- Nidheesh, P. V., & Singh, T. S. (2017). Ananth. Arsenic removal by electrocoagulation process: Recent trends and removal mechanism. *Chemosphere*, 181, 418-432.
- Nikaido, H., & Nakae, T. (1980). The outer membrane of Gram-negative bacteria. *Advances in Microbial Physiology*, 20(C), 163-250.
- Oñate-Garzón, J. F., Manrique-Moreno, M., Patiño, G. E. (2017) Antimicrobial activity of cationic peptides designed from neutral peptide. *Acta Biológica Colombiana*, 22(2), 157-164.
- Ramcharan, T., & Bissessur, A. (2017). Treatment of laundry wastewater by biological and electrocoagulation methods. *Water Science and Technology*, 75(1), 84-93.
- Rangel, C. M., & Travassos, M. A. (1992). The passivation of aluminium in lithium carbonate/bicarbonate solutions. *Corrosion Science*, 33(3), 327-343.
- Reychler, G., Leonard, A., Van Ossel, C., Godding, V., Gigi, J., Simon, A., & Lebecque, P. (2009). Impact of hypochlorite-based disinfection on bacterial contamination of cystic fibrosis patients' home-nebulisers. *Journal of Hospital Infection*, 72(4), 351-357.
- Ricordel, C., Miramon, C., Hadjiev, D., & Darchen, A. (2014). Investigations of the mechanism and efficiency of bacteria abatement during electrocoagulation using aluminum electrode. *Desalination and Water Treatment*, 52, 5380-5389
- Rondeau, V., Commenges, D., Jacqmin-Gadda, H., & Dartigues, J. F. (2000). Relation between aluminum concentrations in drinking

- water and Alzheimer's disease: An 8-year follow-up study. *American Journal of Epidemiology*, 152(1), 59-66.
- Salton, M. R. J., & Freer, J. H. (1965). Composition of the membranes isolated from several Gram-positive bacteria. *Biochimica et Biophysica Acta*, 107, 531-538.
- Sayiner, G., Kandemirli, F., Dimoglo, A. (2008). Evaluation of boron removal by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Desalination*, 230(1-3), 205-212.
- Stratford, J. P., Edwards, C., Ghanshyam, M. J., Malyshev, D., Delise, M., Hayashi, Y., & Asally, M. (2019). Electrically induced bacterial membrane-potential dynamics correspond to cellular proliferation capacity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116(19), 9552-9557.
- Tomcsányi, L., Varga, K., Bartik, I., Horányi, H., & Maleczki, E. (1989). Electrochemical study of the pitting corrosion of aluminium and its alloys-II. Study of the interaction of chloride ions with a passive film on aluminium and initiation of pitting corrosion. *Electrochimica Acta*, 34(6), 855-859.
- Trueman, B. F., Sweet, G. A., Harding, M. D., Estabrook, H., Bishop, D. P., & Gagnon, A. (2017). Galvanic corrosion of lead by iron (oxyhydr) oxides: Potential impacts on drinking water quality. *Environmental Science and Technology*, 51(12), 6812-6820.
- Usacheva, M. N., Teichert, M. C., & Biel, M. A. (2001). Comparison of the methylene blue and toluidine blue photobactericidal efficacy against Gram-positive and Gram-negative microorganisms. *Lasers in Surgery and Medicine*, 173, 165-173.

- Wei, V., Elektorowicz, M., & Oleszkiewicz, J. A. (2011). Influence of electric current on bacterial viability in wastewater treatment. *Water Research*, 45(16), 5058-5062.
- WHO, World Health Organization. (2006). 4. Excreta and greywater use in agriculture. In: *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and grey water*. Paris, France: WHO Press.
- Zaied, M., & Bellakhal, N. (2009). Electrocoagulation treatment of black liquor from paper industry. *Journal of Hazardous Materials*, 163, 995-1000.
- Zhao, H., Liu, H., Qu, J. (2009). Effect of pH on the aluminum salts hydrolysis during coagulation process: Formation and decomposition of polymeric aluminum species. *Journal of Colloid and Interface Science*, 330, 105-112.
- Zidane, F., Drogui, P., Lekhlif, B., Bensaid, J., Blais, J. F., Belcadi, S., & Kacemi, K. (2008). Decolourization of dye-containing effluent using mineral coagulants produced by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 155, 153-163.