

# ELECTROCOAGULACIÓN EN LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES DE EFLUENTES PROVENIENTES DE FERTILIZANTES NITROGENADOS. ARTÍCULO DE REVISIÓN

## ELECTROCOAGULATION IN THE EFFLUENT CONTAMINANTS CLEARANCE FROM NITROGEN FERTILIZERS: A REVIEW

Felipe Correa Mahecha\*  
Diana Marcela Cuesta Parra\*\*  
Anyi Paola Melo Hernández\*\*\*  
Laura Juliana Sacristán Yepes\*\*\*\*

Recibido: 3 de agosto de 2018

Aceptado: 7 de noviembre de 2018

### Resumen

El uso desmedido de fertilizantes, junto a la lixiviación de residuos urbanos y agropecuarios, ha incrementado la presencia de nitratos en las fuentes hídricas, lo que es objeto de varias investigaciones debido a sus repercusiones sobre la salud humana y ambiental. La electrocoagulación ha probado ser una técnica adecuada para la remoción de estos productos; igualmente, tiene ventajas sobre otros tipos de métodos de depuración de aguas, como la coagulación química, la osmosis inversa, el intercambio iónico y los tratamientos biológicos. Este artículo presenta una revisión del desarrollo de la tecnología de electrocoagulación, e incluye información sobre el conjunto de reacciones electroquímicas en los electrodos, así como sobre las reacciones de óxido reducción y en equilibrio en el seno de la solución. Aquí se discute sobre el estudio de las diferentes variables que influyen sobre la eficiencia de remoción, como: densidad de corriente, pH, tipo de electrodos, diseño de la celda y tiempo de retención, al igual que se describe las ventajas y desventajas de esta tecnología. Finalmente se presentan algunas conclusiones generales junto a las perspectivas y enfoques que, según varios autores, deben ser abordados en futuras investigaciones con el fin de llenar los vacíos en el conocimiento de esta tecnología.

**Palabras clave:** tratamiento de aguas residuales, electrocoagulación, nitratos, remoción, electrodos.

---

\* Ingeniero químico. Docente investigador, grupo de investigación Procesos de Separación no Convencionales, línea de investigación Tratamientos no Convencionales del Agua, Fundación Universidad de América, Bogotá, Colombia. ORCID: [orcid.org/0000-0003-1050-8222](https://orcid.org/0000-0003-1050-8222). [felipe.correa@profesores.uamerica.edu.co](mailto:felipe.correa@profesores.uamerica.edu.co)

\*\* Ingeniera ambiental, máster en Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible. Docente investigadora, grupo de investigación Procesos de Separación no Convencionales, línea de investigación Tratamientos no Convencionales del Agua, Fundación Universidad de América, Bogotá, Colombia. ORCID: [orcid.org/0000-0001-9287-2452](https://orcid.org/0000-0001-9287-2452). [diana.cuesta@profesores.uamerica.edu.co](mailto:diana.cuesta@profesores.uamerica.edu.co)

\*\*\* Estudiante de Ingeniería Química. Grupo de investigación Procesos de Separación no Convencionales, línea de investigación Tratamientos no Convencionales del Agua, Fundación Universidad de América, Bogotá, Colombia. [anyi.melo@estudiantes.uamerica.edu.co](mailto:anyi.melo@estudiantes.uamerica.edu.co)

\*\*\*\* Estudiante de Ingeniería Química. Grupo de investigación Procesos de Separación no Convencionales, línea de investigación Tratamientos no Convencionales del Agua, Fundación Universidad de América, Bogotá, Colombia. [laura.sacristan@estudiantes.uamerica.edu.co](mailto:laura.sacristan@estudiantes.uamerica.edu.co)

## Abstract

The fertilizer overuse joined to the urban and agricultural waste leaching has increased the nitrates presence in the water sources, which has increased the concern due to its human and environmental health repercussion. The electrocoagulation has proven to be a suitable technique for the nitrites removal presenting a series of advantages over other purification methods like the chemical coagulation, reverse osmosis, the ion Exchange and the biological treatments. This article introduces a review of the electrocoagulation technology progress, including information over the set of electrochemical reactions in the electrodes, as well as oxide-reduction electrochemical and balanced reactions within the solution. A discussion is made over the study of different variables that affect over the removal efficiency, like: current density, pH, type of electrodes, cell design and retention time, as well as a description of advantages and disadvantages of this technology. The article concludes with some general conclusions together with outlooks and approaches that, according to several authors, must be addressed in future research to empty spaces in the knowledge of this technology.

**Keywords:** wastewater treatment, electrocoagulation, nitrates, removal, electrodes.

## INTRODUCCIÓN

El aumento en la población mundial, la contaminación de las principales fuentes de agua y el agotamiento de este recurso, por efecto del cambio climático y la sobreexplotación, son las principales causas de la escasez mundial de agua (FAO, 2017). Según la UNESCO, la reserva de agua dulce es suficiente para satisfacer las necesidades actuales de la población mundial; no obstante, el problema radica en su distribución: cerca de 1200 millones de personas habitan en áreas con escasez de agua y 1600 millones sufren de recortes causados por la falta de infraestructura para abastecer los diferentes hogares (FAO, 2013).

A pesar de que el agua es una necesidad básica, más de 1000 millones de personas no tienen acceso a agua potable; como consecuencia, aproximadamente 1.8 millones de niños mueren al año debido a la diarrea y otras enfermedades asociadas al consumo de agua sucia o sin saneamiento (PNUD, 2006).

Por otro lado, el crecimiento de la población mundial también ha requerido de estrategias enmarcadas en la revolución verde, política basada en el uso intensivo de insumos químicos para lograr satisfacer la creciente demanda alimenticia (FAO, 2009), lo que ha llevado a la agricultura a enfrentar nuevos retos relacionados con el incremento de la producción eficiente y sostenible.

Los fertilizantes nitrogenados se han empleado durante décadas con el fin de aumentar la fertilidad de los suelos y su rendimiento productivo (Pérez, 2014); sin embargo, las malas prácticas en el uso de estos fertilizantes, sumadas a la naturaleza altamente soluble de los nitratos, ha hecho que se presente contaminación de los cuerpos de agua superficiales y subterráneos, representado amenazas para la salud pública (Ongley, 1997). Los nitratos se caracterizan por su reducción en nitrito, lo que transforma la hemoglobina en metahemoglobina, sustancia incapaz de fijar oxígeno; esto tiene repercusiones negativas en la salud de los seres humanos, como, por ejemplo, coloración azul de la piel, fatiga, cáncer gástrico, malformaciones del feto y problemas respiratorios (Hashim, Shaw, Al Khaddar, Pedrola y Phipps, 2017; Pérez, 2013; Sevda, Sreekishnan, Pous, Puig y Pant, 2018). Adicionalmente, la presencia de nitratos y nitritos en aguas subterráneas y superficiales pueden causar eutrofización y, por lo tanto, la pérdida de la capacidad de oxigenación de estas aguas, por lo que se han reportado importantes cambios en el ciclo del nitrógeno debido a las intervenciones

antropogénicas, como la escorrentía agrícola y urbana, el uso de pesticidas, actividades industriales con vertimientos no controlados y lixiviación de desechos en aguas residuales y rellenos sanitarios (Khatri y Tyagi, 2015), que elevan el nivel de estos iones en aguas naturales. Por esta razón la eliminación de los nitratos de las fuentes hídricas es fundamental para prevenir estos problemas (Tyagi, Rawtani, Khatri, y Tharmavaram, 2018).

En el caso de Colombia, el río Magdalena transporta 30 millones/año de toneladas de materiales disueltos hacia el mar Caribe, aportando hasta 186 000 toneladas de nitratos al año; cuota que es seguida por la de los ríos Atrato, San Juan y Mira, con 58 000, 25 000 y 14 000 toneladas de nitratos al año, respectivamente. Estos electrolitos provienen mayoritariamente de fuentes antrópicas y causan daños a los ecosistemas; adicionalmente, muchos municipios surten sus acueductos de las aguas de estos ríos, lo que hace necesaria la implementación de tecnologías para la depuración de este contaminante durante el proceso de potabilización (Restrepo y Kjerfve, 2004). La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha limitado las concentraciones de nitratos a 50 mg/l para su consumo por parte de adultos y a 15 mg/l para bebés (Li, Feng, Zhang, y Sugiura, 2009). La Resolución 2115 de 2007, del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, estipula una concentración máxima de 10 mg/l de nitratos en agua destinada para consumo humano.

Algunos de los métodos especializados en la remoción de este contaminante son: ósmosis inversa, intercambio iónico y los tratamientos biológicos (Govindan, Noel, y Mohan, 2015). Debido a las dificultades que presentan estas tecnologías para la remoción de nitratos, varios investigadores se han interesado recientemente en la remoción de nitratos empleando la electrocoagulación (Hakizimana et ál., 2017).

Este artículo presenta una revisión del proceso de electrocoagulación enfocada en la remoción de nitratos; aplicación emergente que ha logrado alcanzar un alto rendimiento en el tratamiento puntual de contaminantes, material coloidal y emulsiones. En primera instancia se describe algunas de las técnicas empleadas para la remoción de nitratos, incluyendo los métodos electroquímicos. Luego se profundiza en el proceso de electrocoagulación, los mecanismos de reacción, las ventajas y desventajas de la técnica y los factores que afectan la efectividad de la electrocoagulación, tales como pH, densidad de corriente, tiempo de reacción, concentración inicial de nitratos, voltaje y aspectos del diseño y configuración de las celdas. Finalmente se presentan las perspectivas y campos de estudio que, a criterio de varios autores, son necesarios para llenar los vacíos sobre esta prometedora técnica y garantizar así su aplicación a gran escala.

## TÉCNICAS PARA LA REMOCIÓN DE NITRATOS

Las plantas de tratamiento de aguas residuales emplean tres métodos para la depuración del agua, que se pueden dividir en: a) procesos físicos, b) procesos químicos y c) procesos biológicos (Hashim et ál., 2017; Moussa, El-Naas, Nasser, y Al-Marri, 2017). La figura 1 muestra las principales operaciones unitarias asociadas a los tres grupos de procesos típicos.

Procesos físicos	Procesos químicos	Procesos biológicos
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cribado</li> <li>• Flotación</li> <li>• Filtración</li> <li>• Sedimentación</li> <li>• Ósmosis</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Coagulación/floculación</li> <li>• Cloración</li> <li>• Adsorción</li> <li>• Intercambio iónico</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Filtros de goteo</li> <li>• Lagunas de oxidación</li> <li>• Lodos activados</li> <li>• Biodiscos</li> </ul>

**Figura 1.** Clasificación de las operaciones unitarias típicas en plantas de tratamiento de aguas residuales.

*Fuente:* modificado de Moussa, El-Naas, Nasser y Al-Marri (2017).

En la actualidad se emplean muchos métodos para el tratamiento de aguas destinadas al consumo humano y para la depuración de aguas residuales. La coagulación es el método más usado debido a sus bajos costos. Este método emplea la adición de un agente químico para lograr la desestabilización de partículas, logrando que predominen en la disolución las fuerzas de atracción frente a las de repulsión (Martínez, 2007); aquí las partículas colisionan durante la etapa de agitación rápida mientras el coagulante se difunde por la solución neutralizando las cargas. Durante la floculación se emplea la agitación lenta para lograr la aglomeración de las partículas desestabilizadas, permitiendo así la formación de partículas más grandes y de mayor peso, lo que mejora su separación posterior (Petrii y Safonova, 1992). Sin embargo, la naturaleza estable y altamente soluble de los nitratos hace que las partículas tengan un bajo potencial para su precipitación o adsorción, por lo que los métodos convencionales de tratamiento de aguas suelen ser ineficaces para su remoción (Emamjomeh y Sivakumar, 2009).

El estudio de Lacasa, Cañizares, Sáez, Fernández y Rodrigo (2011) comparó la eficiencia de la electrocoagulación frente a la eficiencia de remoción por coagulación química en aguas subterráneas, empleando  $AlCl_3$  y  $FeCl_3$  como agentes de coagulación. La investigación llegó a la conclusión de que la coagulación química con estos agentes no es adecuada para la remoción de nitratos; al parecer, el aumento en la conductividad cuando se dosifica el coagulante promueve la competencia entre el contaminante y los contraiones de los coagulantes, lo que reduce el espesor de la doble capa eléctrica en las partículas. Por su parte, la electrocoagulación tiene un poder superior para la remoción de este contaminante, debido a que durante el proceso se forman hidróxidos de hierro o aluminio que adsorben los nitratos en solución mediante mecanismos de barrido; al parecer, la formación de estos precipitados son el principal mecanismo detrás de la alta eficiencia de remoción de nitratos en las técnicas de electrocoagulación (Lacasa et ál., 2011).

A continuación se analizan los métodos más empleados para la eliminación de nitratos y nitritos de diferentes fuentes de aguas.

### **Osmosis inversa**

La osmosis inversa es un proceso de difusión controlada, en el cual la transferencia de iones ocurre a través de una membrana por el principio de difusión (Mora-Molina, Járay, Vatai y Bekassy-Molnar, 2004). El intercambio de sustancias se da gracias a un gradiente de presión de 300-500 psi (Archana, Sharma y Chander, 2012), que impulsa la transferencia para finalmente remover el contaminante (Soto y Soto, 2013). Esta técnica se caracteriza por la alta eficacia (50-98 %) a la hora de remover los nitratos en solución. Las principales variables que influyen la eficacia de esta técnica son el tipo de membrana y la presencia de calcio o iones bivalentes en la solución, que al concentrarse durante el proceso pueden precipitar en la superficie de la membrana, causando incrustaciones y reduciendo su capacidad. Por su parte, el uso combinado de la nanofiltración y la osmosis inversa mejora significativamente la eficiencia de la técnica, debido a que se logra la remoción de iones bivalentes en el agua que pasa a la etapa de osmosis inversa, eliminando así las incrustaciones en la membrana (Bohdziewicz, Bodzek y Wsik, 1999; Schoeman y Steyn, 2003).

El proceso genera una salmuera concentrada en nitratos y otros iones por lo que no puede ser descargada en efluentes, lo que hace que esta técnica tenga limitaciones para su uso industrial (Koparal y Ögütveren, 2002). Adicionalmente, los métodos basados en membranas suelen tener altos costos energéticos debido a los requisitos de altas presiones y desgaste de las membranas (Uzun y Debik, 2019).

## Intercambio iónico

El proceso de intercambio iónico implica tener en contacto un lecho que contiene resinas de intercambio aniónico y una mezcla rica en iones (nitratos), con el fin de realizar un intercambio de iones de nitrato por cloruro o bicarbonato hasta que se agote la capacidad de intercambio de la resina (Rodríguez, 1995; Samatya, Kabay, Yüksel, Arda, y Yüksel, 2006)

Esta técnica presenta desventajas debido al exceso de regenerante que se debe emplear periódicamente; adicionalmente, el nitrato removido presente en la solución residual no puede ser eliminado, por lo que se ve reflejado en costos elevados (van der Hoek, van der Hoek y Klapwijk, 1988)

La ósmosis inversa y el intercambio iónico son los métodos físicos de remoción de nitratos más empleados; sin embargo, estos no eliminan los iones nitrogenados, sino que los remueven de la solución acuosa, generando una salmuera concentrada que requiere de procesos adicionales para su disposición (Schoeman y Steyn, 2003). Para que estas tecnologías puedan ser usadas ampliamente se requiere de avances en el desarrollo de resinas y membranas de bajo costo y altos niveles de regeneración, además de procedimientos rentables para la disposición de las salmueras de nitratos obtenidas (Zhao, Kong y Wang, 2017)

## Tratamiento biológico

El método más efectivo para la remoción de nitratos en aguas residuales son los mecanismos biológicos. Este proceso basa su principio en el uso de componentes orgánicos como alimento o sustrato que suministra energía para el desarrollo y crecimiento de los microorganismos (Henry, 1999). El tratamiento biológico ocurre en ausencia de oxígeno, es decir, en condiciones anóxicas, ya que en presencia de oxígeno el nitrato y la materia orgánica se oxidan y las bacterias no usan el nitrato como fuente de sustrato (Villaseñor, 1999). La eliminación del nitrato por tratamiento biológico consiste en la reducción del contaminante a nitrito, óxido de nitrógeno o nitrógeno gaseoso (Keith, MacFarlane y Herbert, 1982).

Esta técnica presenta desventajas, ya que existen aguas que por sus características y tipos de contaminante inhiben el crecimiento de los microorganismos (Xu et ál., 2018); por otra parte, puede presentarse una posible contaminación del agua por parte de los microorganismos empujados, lo que hace que se requiera de un control riguroso, con una eficiencia condicionada y altos costos (Park y Yoo, 2009). Además, la generación de lodos durante los procesos biológicos puede ser considerable, lo que llevaría a sobrecostos porque esto hace necesario un tratamiento posterior (Osaka, Shirotani, Yoshie, y Tsuneda, 2008; Schoeman y Steyn, 2003).

Las tecnologías de tratamiento biológico son todavía muy costosas y tienen limitaciones en diversos tipos de aguas residuales, en especial las que contienen altas concentraciones de compuestos clorados y metales pesados. Algunos compuestos químicos conducen a la formación de compuestos más peligrosos por vía biológica; este es el caso del tricloroetano, que presenta una serie de reacciones mediadas por microorganismos que forman cloruro de vinilo, un importante compuesto carcinógeno (Garzón, Rodríguez-Miranda y Hernández-Gómez, 2017). Las aguas con bajos contenidos de fósforo o con pH extremos limitan el crecimiento de microorganismos y plantas, lo que implica la realización de pretratamientos y adición de nutrientes y acondicionadores, encareciendo los tratamientos (Moussas y Zouboulis, 2011). La desnitrificación por vía biológica tiene una alta dependencia de los contenidos de carbono y de la temperatura de operación (Song et ál., 2019)

Los sistemas bioelectroquímicos surgen como una alternativa para la eliminación de múltiples contaminantes; adicionalmente, se ha propuesto la recuperación de energía mediante celdas de combustible microbiano (Sevda et ál., 2018). Recientemente se han publicado nuevas tecnologías de sistemas bioelectroquímicos, en las que un campo eléctrico se aplica para estimular los microorga-

nismos; al parecer, la electrocoagulación combinada con la bioremediación aumenta la abundancia relativa de géneros relacionados con la eliminación de nitrógeno, como *Nitrosomonas*, *Comamonadaceae*, *Haliangium* y *Denitratisoma* (Li, Dong, Qian, Hu, y Ye, 2018).

## PROCESOS ELECTROQUÍMICOS

Los métodos electroquímicos presentan algunas ventajas frente a las tecnologías físicas, químicas y biológicas; por una parte, son métodos relativamente simples, ya que no requieren del uso de reactivos químicos, y por otra, producen pocos lodos y sus requerimientos de mantenimiento son mínimos. Estos métodos incluyen la electroreducción, la electrocoagulación y la electrodiálisis; los dos primeros logran la eliminación del nitrato mediante su reducción a nitrógeno gaseoso, mientras que la electrodiálisis emplea principios físicos como la adsorción y la migración (Xu et ál., 2018).

La electroreducción se emplea para la eliminación de nitratos en aguas residuales con alta salinidad, usando electrodos de titanio, iridio, rutherfordio, óxidos de titanio y de cobalto, mientras que la electrocoagulación se emplea preferiblemente para el reciclaje o reutilización de las aguas residuales. Por su parte, la electrodiálisis es más empleada para la obtención de agua potable (Xu et ál., 2018).

La electrocoagulación no es una tecnología nueva, se conoce su uso en plantas de agua potable desde el siglo XIX en Inglaterra y a inicios del siglo XX en los Estados Unidos, tanto en plantas de agua potable como residual. Para inicios de los años cuarenta, fueron sustituidas por plantas de coagulación química y tratamientos biológicos, por razones de operatividad y por el costo de la electricidad de la época. En la actualidad las ventajas de la electrocoagulación han sido “redescubiertas”; se han encontrado aplicaciones emergentes, como la remoción de nitratos, amoníaco, slidos suspendidos, pesticidas, detergentes, fosfatos, cianuro, boro, radio nucleótidos, contaminantes orgánicos, metales pesados y microorganismos (García-Segura, Eiband, Maesia, de Melo y Martínez-Huitle, 2017; Song et ál., 2019). Las publicaciones sobre su uso han aumentado desde la década de los noventa (Hakizimana et ál., 2017).

La electrocoagulación es una tecnología eficaz para el tratamiento de diversos tipos de aguas y tiene una alta eficiencia en la remoción de contaminantes persistentes de origen mineral y orgánico. Se ha empleado para la eliminación de metales pesados (cromo, arsénico, cobre, níquel y zinc) y para el tratamiento de aguas en la industria del cuero y textil, removiendo el cromo hexavalente y la materia orgánica, así como para la eliminación de hidrocarburos en la industria alimenticia y del papel y en refinerías petroquímicas (Hashim et ál., 2017). La versatilidad de la tecnología permite la desestabilización de emulsiones en aguas contaminadas con aceites, grasas e hidrocarburos; la eliminación de tintas en aguas residuales; la remoción de compuestos fenólicos persistentes; el tratamiento de aguas residuales municipales, y la obtención de agua potable a partir de aguas subterráneas y superficiales (Emamjomeh y Sivakumar, 2009).

En la electrocoagulación se desestabilizan las partículas por medio de la electricidad a través de placas metálicas paralelas (llamadas electrodos) para conseguir una neutralización de cargas, o bien para la formación de agregados, permitiendo su separación por sedimentación o flotación.

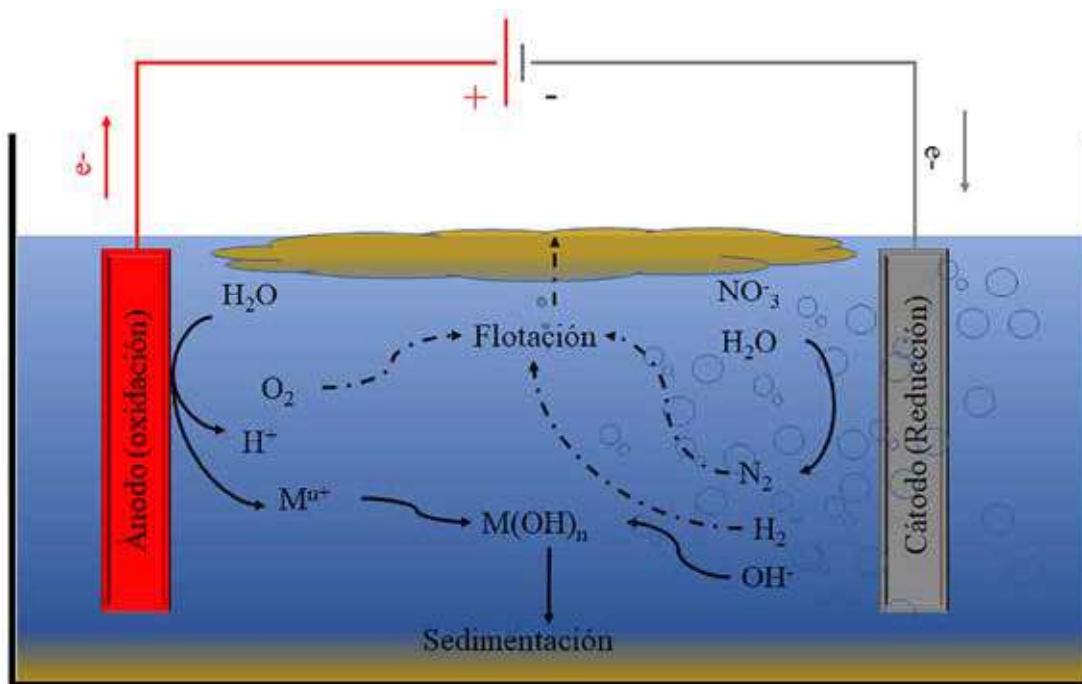


Figura 2. Representación esquemática de una celda de electrocoagulación.

### Proceso de electrocoagulación

En su forma más básica, un sistema de electrocoagulación es simplemente una celda electrolítica. Este sistema actúa como una celda galvánica inversa que en lugar de generar electricidad la consume, por lo que requiere de una fuente de potencia externa (figura 2). La fuente de corriente está conectada a un sistema ánodo-cátodo sumergido en una solución acuosa (Lee y Gagnon, 2014).

Al ser una celda electrolítica, el ánodo es conectado al polo positivo de la fuente eléctrica y el cátodo en el polo negativo. Las reacciones electroquímicas ocurren como consecuencia del flujo de electrones entre los electrodos metálicos a través la solución acuosa, generando los procesos de reducción en el cátodo en donde el agua se descompone produciendo hidrógeno (generación de burbujas), mientras que los de oxidación se generan en el ánodo (disolución electroquímica del metal de sacrificio) (Barrera-Díaz, Balderas-Hernández y Bilyeu, 2018). Una serie de reacciones redox y de equilibrio ácido-base tiene lugar en el seno de la solución, gracias a la desestabilización del equilibrio causada por la fuente de energía; cuando esto ocurre, los contaminantes forman componentes hidrofóbicos que se precipitan o flotan, facilitando su remoción por algún método de separación secundario (Morales y Acosta, 2010).

El proceso de la electrocoagulación se desarrolla en tres vías: electrocoagulación, electroflotación y electroreducción. En la electrocoagulación se logra la desestabilización de los nitratos en la solución, emulsión o dispersión, mediante el flujo de una corriente eléctrica que libera a los metales del ánodo, generando iones metálicos que posteriormente se transforman en hidróxidos insolubles; a medida que estos se van agregando, atrapan algunos contaminantes durante la coagulación. Al aumentar su masa molecular se inicia la floculación, en la que las partículas precipitan por acción de la gravedad; los hidróxidos adsorben en su superficie algunos iones y partículas electronegativas en un mecanismo denominado barrido, que remueve la mayoría de los nitratos formando un lodo

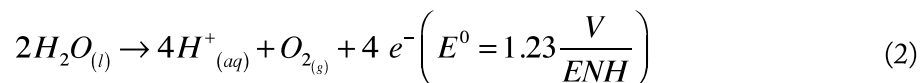
(Song et ál., 2019). En forma simultánea, durante los procesos electrolíticos se generan gases de la descomposición del agua y la reducción de los nitratos, los que promueven la flotación de contaminantes insolubilizados y adsorbidos, llevándolos a la superficie en forma de flóculos que flotan gracias al atrapamiento de burbujas en su estructura. De forma paralela, los nitratos migran por diferencia de concentración y son reducidos en el cátodo, formando nitrógeno gaseoso inocuo y amoníaco, gases que se suman al hidrógeno en el mecanismo de flotación (Essadki y Shao, 2012; Xu et ál., 2018). Estos mecanismos involucran subprocesos electroquímicos (disolución del metal, reducción del agua, electrodepuración de contaminantes), químicos (equilibrios ácido-base, precipitación del hidróxido, reacciones rédox en solución) y físicos (adsorción, coagulación y flotación) (Hakizimana et ál., 2017).

### Reacciones en el proceso de electrocoagulación

Debido a que el proceso de electrocoagulación es complejo se presentarán las reacciones en tres secciones separadas; algunas ocurren en forma simultánea, y otras, en serie. En primera instancia se presenta las reacciones de oxidación que tienen lugar en el ánodo, seguidas por las reacciones de reducción que ocurren en el cátodo; estos dos conjuntos de reacciones ocurren gracias a la aplicación de un potencial eléctrico entre los electrodos, lo que induce la aparición de una corriente eléctrica responsable del proceso electroquímico. Finalmente se discutirá sobre las reacciones que ocurren en el seno de la solución acuosa y que están dominadas por reacciones rédox y equilibrios ácido base. En cada una de las secciones se incluirán las reacciones específicas del aluminio y el hierro, ya que son los electrodos más empleados en la técnica para la remoción de nitratos.

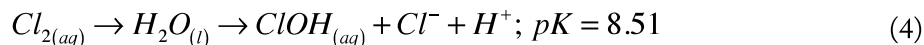
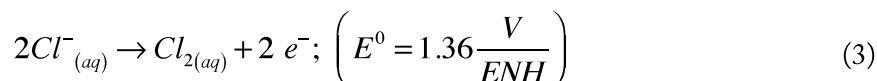
### Reacciones en el ánodo

En la electrocoagulación, las especies coagulantes son generadas *in situ* mediante la disolución eléctrica de un ánodo de sacrificio; generalmente, el ánodo de sacrificio se oxida por la acción de la corriente eléctrica, formando iones metálicos que se disuelven en la solución (reacción 1). La intensidad de la corriente influencia la velocidad de dosificación del coagulante a medida que se va desgastando el ánodo; los metales contenidos en él terminarán formando parte de los lodos al final del proceso. De forma simultánea puede ocurrir la hidrólisis del agua (reacción 2) (Arango, 2014; Gilpavas, 2008):

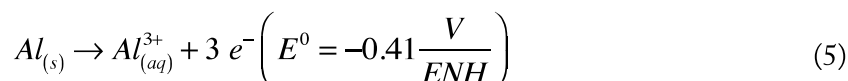


Cuando el potencial anódico es muy alto, esta segunda reacción puede ocurrir de forma significativa aumentando el consumo energético; adicionalmente, en presencia de cloruros, estos pueden ser oxidados a  $Cl_2$  (reacción 3), que al ser un oxidante fuerte contribuye a la eliminación de contaminantes orgánicos. También puede formarse el ácido hipocloroso (a pH ácidos) (Hakizimana et ál., 2017) o el ion hipoclorito a pH alcalinos, que sirven para la disminución de los efectos de pasivación del ánodo mediante reacciones de corrosión por picadura en la superficie del mismo (Mameri et ál., 1998):

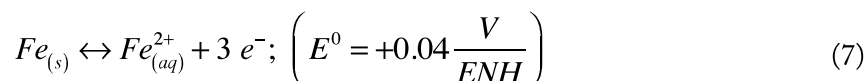
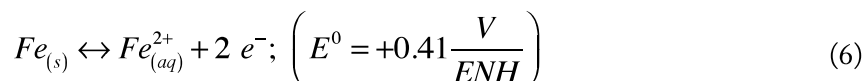




Cuando el aluminio actúa como ánodo, las reacciones electroquímicas propuestas (Arango y Garcés, 2007; Demirbas y Kobya, 2017; Hakizimana et ál., 2017) son:

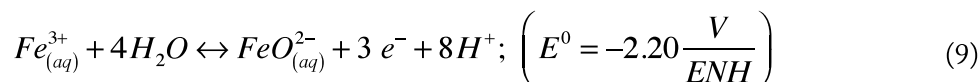
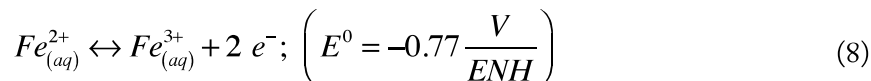


Para los casos en los que el hierro actúa como ánodo se han propuesto dos mecanismos con los que se realiza la formación de hidróxido ferroso  $Fe(OH)^2$  e hidróxido férrico  $Fe(OH)^3$ , respectivamente (Arango y Garcés, 2007; Bayramoglu, Kobya, Can, y Sozbir, 2004; Kobya, Demirbas, Bayramoglu y Sensoy, 2011). El conjunto de reacciones que ocurren hacen que el proceso sea más complejo (Hakizimana et ál., 2017). Por su parte, la oxidación del ánodo puede conducir a cationes ferrosos y férricos:



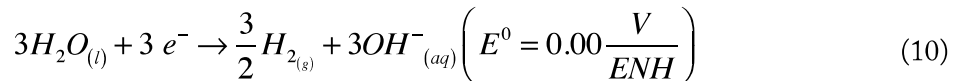
Durante la oxidación del ánodo se forma principalmente  $Fe^{2+}$ . Está demostrado que la velocidad de disolución del  $Fe^{3+}$  es despreciable (Malakootian, Yousefi, y Fatehizadeh, 2011).

Algunas reacciones electroquímicas que ocurren entre las especies formadas en solución (Hakizimana et ál., 2017) son:



### Reacciones en el cátodo

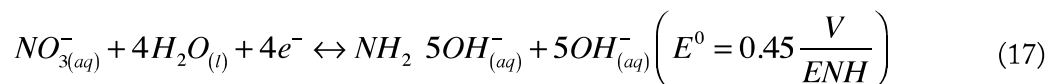
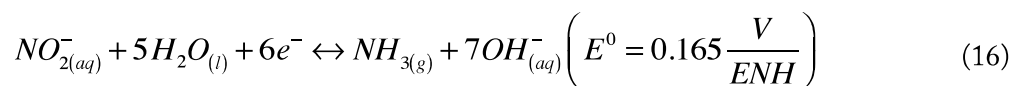
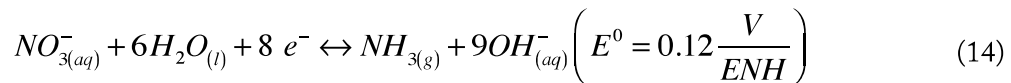
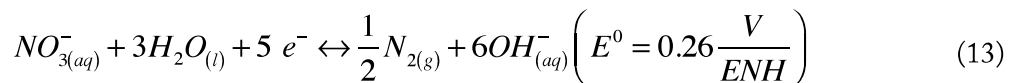
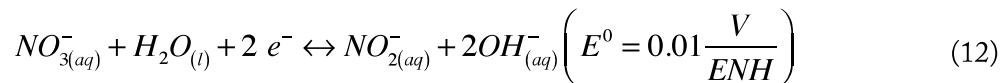
El agua se reduce a hidrógeno gaseoso y a iones hidroxilo (Hakizimana et ál., 2017):



En algunas ocasiones, cuando el potencial de la celda lo permite, puede ocurrir una electrodeposición en el cátodo, descrita por la siguiente reacción (Arango, 2014; Gilpavas, 2008):



Una de las tecnologías de mayor eficiencia para la depuración de aguas contaminadas con nitratos es la desnitrificación con aluminio (Emamjomeh y Sivakumar, 2009; Hashim et ál., 2017). En los procesos de electrocoagulación y electroreducción, cuando se emplean electrodos de aluminio o hierro, se reducen los nitratos a nitrógeno y amoníaco de acuerdo a las siguientes reacciones (Hashim et ál., 2017; Koparal y Ögütveren, 2002; Xu et ál., 2018):



En la figura 3 se presenta un esquema que resume el conjunto de reacciones de eliminación de nitritos por electroreducción en el cátodo (reacciones 12 a 17).

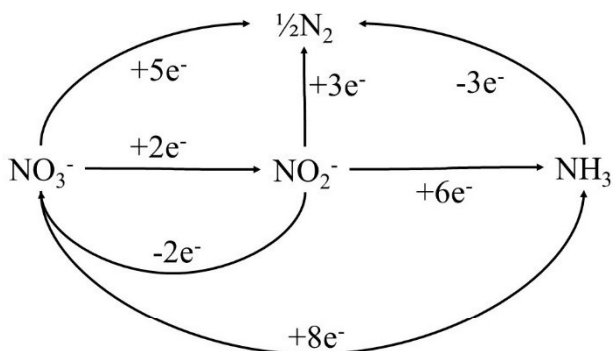


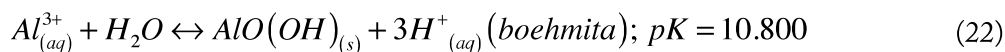
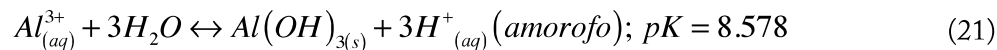
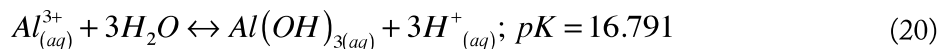
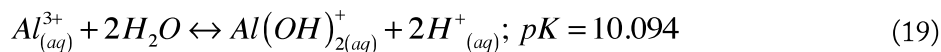
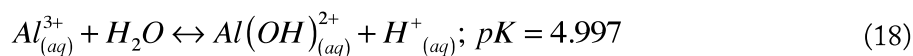
Figura 3. Representación de las reacciones de electroreducción en el cátodo.

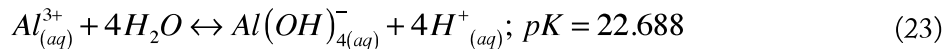
Fuente: modificado de Govindan, Noel y Mohan (2015).

### Reacciones en la solución acuosa

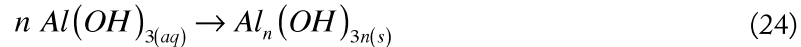
Los metales que son liberados del ánodo experimentan diversas reacciones en equilibrio con el agua y los contaminantes presentes en la solución, que incluyen reacciones ácido-base, complejación, reacciones redox y precipitación. La reacción más extendida es la formación de hidróxidos metálicos con baja solubilidad; por su parte, los contaminantes en el agua pueden ser adsorbidos física o químicamente sobre la superficie de los precipitados (Hakizimana et ál., 2017)

Cuando los electrodos son de aluminio la disolución del ánodo produce especies con cargas eléctricas positivas (como el  $\text{Al}^{3+}$ ), que en contacto con el medio acuoso se transforma en sus respectivos hidróxidos o polihidróxidos, los cuales tienen gran afinidad con la materia orgánica. Este coagulante atrae a la materia orgánica dispuesta en coloides formando coágulos (Arango y Garcés, 2007). Las reacciones que pueden ocurrir son variadas y en equilibrio (reacciones 18 a 23). La distribución de especies puede ser precedida mediante el uso de diagramas de Pourbaix o mediante balances de materia empleando las constantes de equilibrio (Hakizimana et ál., 2017):



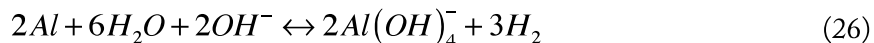


Los cationes solubles del  $Al^{3+}$  son mayoritarios cuando el pH es inferior a 4, mientras que los aniones de aluminato son mayoritarios con pH superior a 10; en un rango intermedio de pH prevalece la especie  $Al(OH)_3$ . Las especies poliméricas ocurren de acuerdo a la siguiente reacción general (Hakizimana et ál., 2017; Kobya et ál., 2011):

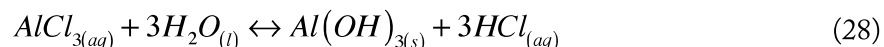
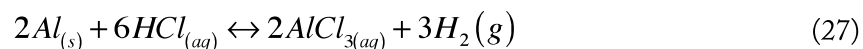


La acidez de Lewis de los compuestos de aluminio produce un efecto tampón o *buffer* frente a la producción de  $OH^-$  en el cátodo, logrando pH finales entre 7 y 8, lo que representa una ventaja frente a los cambios de pH experimentados en la coagulación química (Harif, Khai y Adin, 2012). La formación de  $Al(OH)_3$  amorfo (reacción 24) y su posterior polimerización generan flóculos hidrófobos e insolubles, con grandes áreas superficiales que favorecen los fenómenos de adsorción y atrapamiento de coloides, por lo que se les ha dado el nombre de “flóculos de barrido” (Kobya et ál., 2011), ya que van depurando el agua a medida que precipitan.

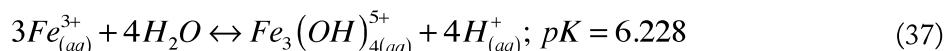
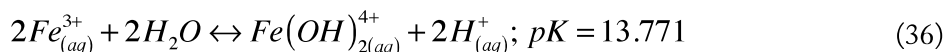
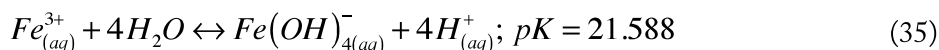
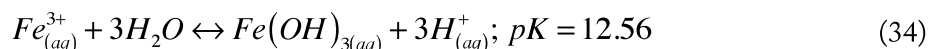
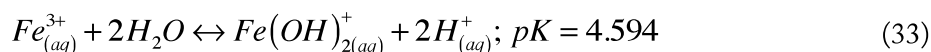
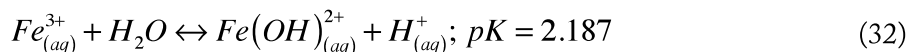
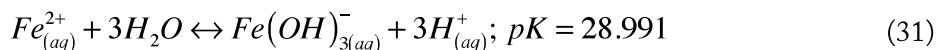
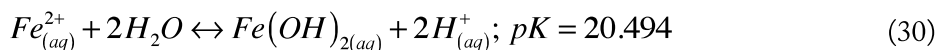
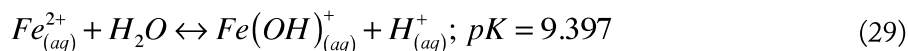
Pueden ocurrir reacciones secundarias entre los electrolitos del agua y el ánodo o cátodo bajo condiciones ácidas o alcalinas (reacciones 25 y 26); por lo tanto, la cantidad de aluminio liberado durante la electrocoagulación puede superar lo predicho por la ley de Faraday en hasta un 200 % (Mouedhen, Feki, Wery y Ayedi, 2008).



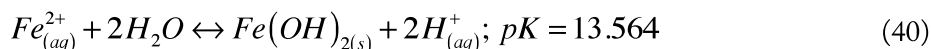
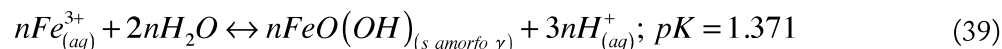
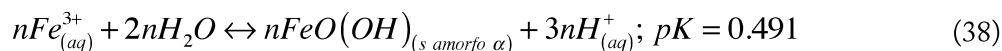
Con el fin de disminuir la pasivación del electrodo se suele adicionar  $NaCl$  al agua a depurar, lo que permitirá una corrosión por picadura, creada por reacción entre el  $Cl^-$  adsorbido en la película de óxido de aluminio con el ion  $Al^{3+}$ , fenómeno que depende del pH de la solución, la concentración del electrolito y la densidad de corriente. El mecanismo de corrosión se describe por las reacciones 27 y 28 (Hakizimana et ál., 2017):

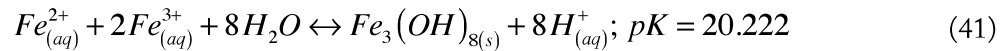


Para el caso en el que el hierro actúa como ánodo se presentan reacciones de un mayor grado de complejidad, representada en el siguiente conjunto de reacciones, en las que los iones ferrosos y férricos se hidrolizan en agua para formar varias especies monoméricas (reacciones 29 a 37) (Hakizimana et ál., 2017; Malakootian et ál., 2011):

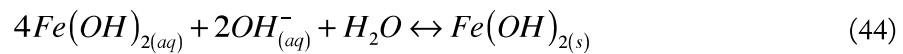
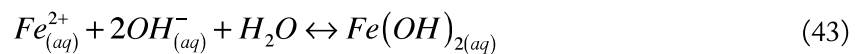
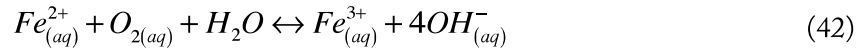


La distribución de las especies en la solución dependerá de la proporción de iones férricos y ferrosos, como también del pH y los contaminantes presentes en el agua; finalmente se llegará a la formación de especies poliméricas en solución con diversas estructuras amorfas (reacciones 38 y 39). También se presentan reacciones entre los iones férrico y ferroso para dar lugar a otras especies insolubles (reacción 41). Finalmente, las especies insolubles se aglomeran, floculan, sedimentan o flotan, realizando una acción de depuración por adsorción de sustancias orgánicas solubles, atrapamiento de partículas coloidales y barrido de los contaminantes (Hakizimana et ál., 2017; Jiménez, Sáez, Martínez, Cañizares y Rodrigo, 2012; Xu et ál., 2018).



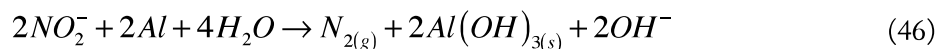
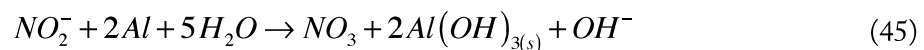
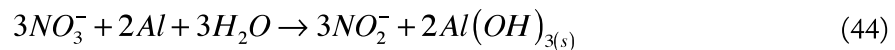


En medios ácidos los cationes  $Fe^{2+}$  sufren una lenta oxidación gracias a la presencia de oxígeno disuelto (reacción 42). En medios neutro o alcalinos el  $Fe^{2+}$  prefiere transformarse rápidamente a hidróxido ferroso (reacción 43); en presencia de oxígeno disuelto, reacciona rápidamente para formar hidróxido de hierro III (reacción 44) (Hakizimana et ál., 2017), especie insoluble que también participa de los procesos de coagulación, floculación y sedimentación y flotación.

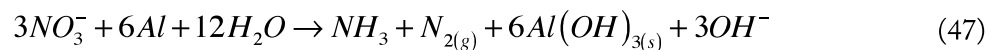


La remoción de nitratos por electrocoagulación ocurre gracias a la oxidación del metal en el ánodo que se descompone; esto libera los iones metálicos que posteriormente precipitarán en forma de hidróxidos adsorbiendo al contaminante; en forma simultánea se realiza la reducción de los nitratos, en nitrógeno o amoníaco, según las condiciones experimentales (Tabash, 2013) (ver figura 3 y reacciones 12 a16). El nitrato se puede reducir por muchos metales, como magnesio, manganeso, zinc, cromo, hierro, cadmio, estaño, aluminio y plomo (Emamjomeh y Sivakumar, 2009). Entre estos metales, el aluminio y el hierro son los más utilizados debido a su disponibilidad y bajo precio; igualmente, porque los hidróxidos formados por precipitación son relativamente no tóxicos y tienen una alta valencia que permite una eficiente eliminación de los nitratos (Hakizimana et ál., 2017).

El mecanismo para la reducción de nitratos descrito por Murphy (1991), utilizando polvo de aluminio y sin mediación de la corriente eléctrica, se muestra a en las siguientes reacciones (Emamjomeh y Sivakumar, 2009):



Reacción global,



## Ventajas y desventajas

La electrocoagulación ha logrado alcanzar un desarrollo comercial importante en el tratamiento puntual de algunos contaminantes, ubicándose como una técnica con mayores ventajas comparativas con respecto a las tecnologías tradicionales de tratamiento. Por esta razón se resaltan algunas ventajas y desventajas que tiene este tipo de proceso.

**Tabla 1.** Ventajas y desventajas de un proceso de electrocoagulación

Ventajas	Desventajas
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Es un método no específico que permite la remoción simultánea de múltiples contaminantes.</li> <li>• Los costos de operación son menores que los de procesos convencionales usando polímeros.</li> <li>• Requiere de equipos simples y fáciles de operar, con la suficiente libertad operacional para manejar los problemas encontrados en su funcionamiento.</li> <li>• La automatización completa del proceso es posible a un bajo costo.</li> <li>• El reactor no requiere de partes móviles.</li> <li>• Puede generar aguas potables, incoloras e inodoras.</li> <li>• Elimina requerimientos de almacenamiento y uso de productos químicos.</li> <li>• Al no emplearse sustancias químicas, se elimina la posibilidad de contaminación secundaria.</li> <li>• Genera lodos más compactos y en menor cantidad, que involucra menor problemática de disposición.</li> <li>• Produce flóculos más grandes que aquellos formados en la coagulación química y contienen menos agua ligada, además de que pueden ser separados rápidamente por filtración.</li> <li>• Alta efectividad en la remoción de un amplio rango de contaminantes.</li> <li>• Purifica el agua y permite su reciclaje.</li> <li>• Reduce la contaminación en los cuerpos de agua.</li> <li>• El agua tratada por electrocoagulación contiene menor cantidad de sólidos disueltos que aquellas tratadas con productos químicos, situación que disminuye los costos de tratamiento de estos efluentes en el caso de ser reusados.</li> <li>• Remueve las partículas coloidales más pequeñas, ya que el campo eléctrico aplicado las pone en movimiento más rápidamente, lo que facilita la coagulación.</li> <li>• Las burbujas de gas producidas pueden llevar el contaminante a la superficie de la solución, donde puede concentrarse fácilmente, ser recuperado y removido.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reposición de los electrodos de sacrificio.</li> <li>• Requiere de mantenimiento continuo.</li> <li>• Los lodos contienen altas concentraciones de hierro y aluminio, dependiendo del material del electrodo utilizado.</li> <li>• Puede ser un tratamiento costoso en regiones en las cuales el costo de la energía eléctrica sea alto.</li> <li>• No es efectivo en la remoción de DBO soluble, proveniente de solventes y anticongelantes.</li> <li>• Una película de óxido impermeable puede formarse en el cátodo que lleva a la pérdida de eficiencia del proceso, fenómeno que se denomina pasivación del cátodo.</li> <li>• El agua a tratar requiere tener alta conductividad eléctrica.</li> <li>• Genera lodos con metales como el aluminio o hierro, que deben ser almacenados, tratados y dispuestos.</li> </ul>

*Fuente:* adaptación propia a partir de Hakizimana et ál. (2017), Martínez (2007) y Mollah et ál. (2004).

## FACTORES QUE AFECTAN LA ELECTROCOAGULACIÓN

En la mayoría de los procesos electroquímicos, la intensidad de corriente y el tipo de electrodos son los parámetros más influyentes sobre la velocidad de reacción en el reactor. La cinética del proceso sigue un proceso simple de primer orden (Emamjomeh y Sivakumar, 2009); sin embargo, la presencia de turbidez genera un efecto inhibitorio que cambia el orden de la reacción de 1 a 0 (Majlesi, Mohseny, Sardar, Golmohammadi, y Sheikhmohammadi, 2016). Los estudios realizados han mostrado que en procesos de eliminación de nitritos y amoníaco el efecto del pH es menos significativo que el de la conductividad eléctrica, la intensidad de la corriente y el tiempo de reacción (Hakizimana et ál., 2017).

Hakizimana y su equipo (2017) han propuesto modelos del proceso basados en los múltiples fenómenos que intervienen en la electrocoagulación. Los modelos basados en la fenomenología del proceso son complejos y requieren de soportes tanto teóricos como empíricos; en ellos se incluye la cinética de la reacción, en la que la electroquímica es el eje fundamental e implica los fenómenos de transporte de cargas, cinética electroquímica, conocimiento de las interfaces de los electrodos y termodinámica. Estudios más profundos incluyen los fenómenos de transferencia de masa y los modelos de adsorción (Balasubramanian, Kojima, y Srinivasakannan, 2009).

A continuación, se presentan las variables significativas que están relacionadas con la efectividad del proceso, junto a una discusión sobre su efecto.

### pH

El pH influye de manera directa sobre la eficiencia del proceso, ya que afecta la conductividad de la solución y mejora la disolución del electrodo para formar los hidroxilos metálicos (Moussa et ál., 2017). Además, se ha encontrado que el pH varía durante todo el proceso de electrocoagulación dependiendo del material de los electrodos y del pH inicial del agua a tratar (Arango, 2012).

Otro efecto está relacionado con la especie coagulante formada, ya que las diferentes especies en equilibrio (especie iónica, complejos hidróxido o polihidróxidos) son diferentes dependiendo del pH (García-Segura et ál., 2017). La solubilidad de los iones metálicos, sus complejos y otras sustancias formadas también varían con el pH de la solución (Nanseu-Njiki, Tchamango, Ngom, Darchen y Ngameni, 2009; Yilmaz, Boncukcuoğlu, Kocakerim, Yilmaz y Paluluoğlu, 2008).

En el caso de ánodos de aluminio y hierro se logra la formación de especies con poder de desestabilización de coloides a pH ligeramente ácido, neutro y ligeramente alcalinos; cuando la solución es muy ácida, los hidróxidos de hierro y aluminio suelen no ser efectivos debido a su baja estabilidad; en condiciones altamente alcalinas se forman los iones  $\text{Al(OH)}_4^-$  y  $\text{Fe(OH)}_4^-$ , los que tienen un bajo rendimiento de coagulación (Hashim et ál., 2017; Xu et ál., 2018). El pH varía durante el proceso cuando se emplean electrodos de aluminio; este se considera un neutralizador del pH, en especial cuando el valor inicial del pH no es muy extremo; para valores de pH inferiores a 3 y superiores a 11, el cambio en esta variable no suele ser de importancia (Moussa et ál., 2017).

El rendimiento depende de la naturaleza de las sustancias a remover, siendo un pH cercano a 7 el valor óptimo. No obstante, con pH neutro el consumo de energía puede incrementarse debido a la disminución de la conductividad cuando no hay presencia de electrolitos en la solución; pero cuando se presentan altas concentraciones de electrolitos y la conductividad de la solución es alta, el efecto del pH sobre el consumo eléctrico no es significativo. Es común que después de la electrocoagulación el pH tienda a incrementarse para aguas residuales ácidas y a decrecer para aguas alcalinas (Chen, 2004).

El pH en la remoción de nitratos ha sido estudiado por diferentes investigadores. Lakshmi, Sozhan y Vasudevan (2013) realizaron estudios en aguas sintéticas empleando  $\text{KNO}_3$  como fuente



de nitratos a una concentración inicial de 500 mg/l. Aquí se evaluaron valores iniciales de pH entre 3 y 10 con electrodos de aluminio, encontrando una eficiencia de remoción del 95.9 % a pH 7. En el caso de pH ácidos y alcalinos se presentó una reducción de la remoción; la menor eficiencia de remoción fue del 86.3 % a un pH de 10. Los autores concluyeron que con pH alcalino la superficie del metal genera una capa de óxido con una carga neta negativa que tiende a repeler el nitrato en la solución (Lakshmi et ál., 2013; Vasudevan et ál., 2010). Por su parte, Malakootian et ál. (2011) evaluaron pH iniciales de 5, 7 y 9 con electrodos de aluminio y soluciones sintéticas de  $\text{KNO}_3$  como fuente de nitratos a una concentración inicial de 150 mg/l. A diferencia del estudio realizado por Lakshmi et ál. (2013), en este trabajo se adicionó cloruro de sodio con el fin de aumentar la conductividad eléctrica; los resultados permitiendo concluir que la remoción de nitratos se incrementa con el aumento del pH, debido a que la reacción entre los iones del metal y de hidróxido del aluminio es más favorable en condiciones alcalinas (Malakootian et ál., 2011). Aunque los dos estudios parecen contradictorios, se evidencia que en el segundo caso el uso de cloruro de sodio para aumentar la conductividad pudo causar un efecto de corrosión por picadura sobre la capa de óxido de aluminio, lo que redujo los efectos de la pasivación alcalina del aluminio e incrementó las reacciones no electrolíticas sobre el ánodo (tal y como se describe en el estudio de Wellner, Couperthwaite y Millar [2018] sobre la influencia de los parámetros operativos durante la electrocoagulación de cloruro en presencia de cloruro de sodio empleando electrodos de aluminio).

Ghanbari et ál. (2014) utilizaron, en forma simultánea, ánodos de hierro y aluminio para evaluar el efecto del pH sobre la remoción de nitratos en aguas subterráneas. La máxima remoción se dio a pH 5, con una intensidad de corriente de 300 mA y la adición de 100 mg/l de NaCl durante un tiempo de 40 minutos de electrólisis; la mínima remoción ocurrió a un pH de 3, con una concentración inicial de nitratos de 100 mg/l e intensidad de corriente de 200 mA. Esta investigación encontró también que la presencia de turbidez en la muestra genera un efecto inhibitorio sobre la remoción de nitratos, cambiando el orden de la reacción de 1 a 0. Otros autores han reportado que no existe diferencia significativa en la remoción de nitratos empleando aguas sintéticas a rangos de pH entre 3 y 11, con los que logró remociones cercanas al 96 % para todos los pH evaluados (Majlesi et ál., 2016); sin embargo, este trabajo se llevó a cabo bajo la máxima densidad de corriente del estudio ( $3.2 \text{ mA/cm}^2$ , y 50 V) y con la presencia cloruro de sodio, lo que redujo la pasivación de los electrodos; esto puede indicar que el experimento realizado no mostró diferencias significativas debido a que el reactor se encontraba en sus máximos operativos; el mismo estudio muestra que con una reducción de la densidad de corriente de  $1.6 \text{ mA/cm}^2$  se reduce la remoción a valores cercanos al 85 %.

Para el caso de electrodos de hierro, se ha reportado que a pH más altos la eficiencia de la disolución disminuye por debajo de lo predicho por la ley de Faraday, debido a la aparición de reacciones secundarias que ocurren cerca al ánodo, incluida la generación del oxígeno (ver reacción 2), que desplaza su equilibrio por el consumo de iones  $\text{H}^+$  en el seno de la solución. Adicionalmente, la oxidación del hierro conduce a la formación del  $\text{Fe}^{3+}$  (reacción 7), lo que consume 3 electrones en lugar de los 2 necesarios para la formación del  $\text{Fe}^{2+}$  (reacción 6), requiriendo valores de intensidad de corriente mayores para lograr la misma concentración de hierro en la solución (Hakizimana et ál., 2017). El rango óptimo para la operación de los electrodos de hierro es de 5 a 9, con un pH inicial favorable entre 8 y 9, lo que garantiza que los iones ferrosos, altamente solubles, se oxiden con mayor facilidad, dando como resultado especies insolubles con alto poder de remoción de nitratos (Moussa et ál., 2017).

En general se presenta en la revisión que el pH es una variable que influencia el proceso de electrocoagulación debido a la variación de las especies formadas; sin embargo, su influencia no es

tan relevante como la presentada por otras variables como el tipo de electrodos y la intensidad de corriente (Hakizimana et ál., 2017).

### Densidad de corriente

La densidad de corriente es una de las variables que determinan la cantidad de metal ( $Mn^+$ ) que se libera en el sistema. En general, un incremento de la densidad de corriente genera un aumento en la remoción de contaminante debido a una mayor dosis de coagulante liberada desde el ánodo (Hakizimana et ál., 2017). Cuando se dosifica la misma cantidad de iones metálicos no se presentan diferencias significativas al variar en forma moderada la densidad de corriente (Lacasa et ál., 2011); sin embargo, una densidad de corriente demasiado alta produce la disminución en la eficiencia del proceso debido a diferentes efectos, como la extensión de la reacción paralela de hidrólisis con producción de oxígeno, por la generación de calor debida al efecto Joule y la intensificación la polarización y pasivación de los electrodos (Martínez, 2007).

Por tanto, se recomienda el empleo de densidades de corriente inferiores a  $20-25 \text{ A m}^{-2}$  para el buen funcionamiento del proceso (Chen, 2004). Por su parte, altos valores de densidad de corriente causan la generación de burbujas que afectan la agitación de la solución y la transferencia de masa en la superficie de los electrodos y promueven fenómenos de flotación (Kobyta et ál., 2011), lo que puede ser positivo en cuanto estos permiten la remoción de algunos contaminantes. La velocidad de formación de las burbujas de gases afecta la hidrodinámica de la celda, afectando la transferencia de masa entre el gas, los contaminantes y las sustancias coagulantes, e influenciando el proceso de floculación (Hakizimana et ál., 2017).

La densidad de corriente y la corriente aplicada ha sido muy estudiada en la remoción de nitratos. El estudio realizado por Ghanim y Ajjam (2013) analizó el efecto de diferentes densidades de corriente en un rango de 2 a  $10 \text{ mA cm}^{-2}$  con electrodos de hierro; el estudio verificó que con el aumento de este factor se incrementa la remoción del nitrato. Este mismo comportamiento fue reportado por otros autores que evaluaron intensidades más altas de 1.5, 3.5 y 4.5 A con electrodos de aluminio, concluyendo que a medida que la corriente aumenta la concentración de nitrato disminuye rápidamente (Yehya et ál., 2014); así que el aumento de la corriente causa el incremento de la velocidad de reacción.

### Tiempo de reacción

El tiempo es una variable significativa debido a que un aumento en el tiempo aumenta la eficiencia de eliminación, ya que, como se explica en la ley de Faraday, existe una relación directa entre el tiempo de electrólisis y la cantidad de coagulantes producidos (Hashim et ál., 2017) y, por lo tanto, la remoción de nitratos también aumentará. Además, un tiempo más prolongado del proceso proporciona un mayor tiempo de contacto entre los contaminantes y los coagulantes, lo que a su vez aumenta la eficiencia de eliminación (Lu, Li, Yin, Ma, y Lin, 2015). Pero también hay que aclarar que un aumento progresivo del tiempo provocaría una disminución de la eficiencia de eliminación si la remoción del contaminante en el tiempo ya no es significativa, debido al consumo de energía y el consumo de electrodos que este generaría (An, Huang, Yao, y Zhao, 2017).

Se ha encontrado que la remoción de nitratos por electrocoagulación tiene una cinética de primer orden, que guarda una relación lineal con la intensidad de la corriente eléctrica, lo que demuestra que la cinética sigue una ley exponencial con el tiempo (Dehghani et ál., 2016; Emamjomeh y Sivakumar, 2009; Shafaei, Pajootan, Nikazar y Arami, 2011).

### Concentración inicial de nitratos

La concentración de nitratos a remover es un factor relevante debido a que afecta la eliminación del contaminante de manera inversa, es decir, a una mayor concentración inicial de nitratos, menor es la velocidad de sedimentación y, por lo tanto, menor es la remoción; asimismo, se evidencia que se requiere mayor tiempo para lograr la cantidad deseada de nitrato removida (Hashimet ál., 2017; Malakootian et ál., 2011). Sin embargo, este factor es inverso al consumo de energía, ya que a menor concentración de nitratos, mayor es el consumo energético por unidad molar de nitrato removido (Koparal y Ögütveren, 2002).

La disminución de la eficiencia de remoción del contaminante se debe a la falta de flóculos de óxido formados en la solución, ya que al tener una mayor concentración de nitratos es necesaria la formación de más óxidos que generen la eliminación del contaminante (Tabash, 2013); es decir, desde otra perspectiva, el coagulante *in situ* generado se encarga de adsorber mayor proporción de nitratos en las etapas iniciales, pero pierde la capacidad de adsorción con el tiempo (Lakshmi et ál., 2013). Por otra parte, la pérdida de eficiencia se podría explicar debido al aumento de la viscosidad de la mezcla de reacción, que disminuye la difusión de los productos y la conductividad eléctrica, dificultando la movilidad de las especies iónicas (Talhi, Monette, y Azzouz, 2011).

### Voltaje

El voltaje es una variable significativa, ya que el efecto del potencial eléctrico es proporcional a la eficacia de la remoción de nitratos, es decir, a mayor diferencia de potencial, mayor es la eliminación del nitrato (Dehghani et ál., 2016).

Esto se explica debido a un aumento en la producción de flóculos, ya que a una mayor tensión eléctrica aumenta la cantidad de metal oxidado y, por lo tanto, de los flóculos de hidróxido, es decir, hay una mayor formación del coagulante *in situ* que permite una mayor adsorción del contaminante y asimismo aumenta la eficiencia de la remoción (Tabash, 2013; Malakootian et ál., 2011). Por otro lado, es importante tener en cuenta que un mayor potencial aplicado es sinónimo de incrementos en el consumo de energía, pero a su vez se requiere un menor tiempo de electrolisis (Koparal y Ögütveren, 2002). Estudios realizados en agua potable mostraron que en reactores de flujo continuo el estado estacionario se logra más rápido a mayores valores de voltaje; la eficiencia de remoción también se incrementó al aumentar el voltaje, así: una eficiencia de remoción del 75 % a 20 V se incrementó al 84 % aumentando el voltaje a 25 V (Kumar y Goel, 2010).

### Diseño o configuración de la celda

Durante el diseño de la celda de electrocoagulación es importante tener en cuenta una serie de parámetros o componentes para lograr una alta eficiencia en la remoción del contaminante (Arango y Garcés, 2007). La geometría de celda más común en las publicaciones sigue siendo la de reactor abierto con placa vertical seguido por un decantador; este diseño facilita el mantenimiento de la celda, los ánodos y cátodos, que suelen estar igualmente espaciados en paralelo. Las operaciones de mezclado son la principal dificultad para esta configuración de celda (Hakizimana et ál., 2017).

A continuación, se presentan los principales aspectos del diseño y configuración de la celda que influyen en la remoción de nitratos por electrocoagulación.

### Electrodos

Los electrodos se encargan de proveer iones, que desencadenan el proceso de eliminación del contaminante, ya sea por electrorreducción o coagulación química, por tal razón el material de

los electrodos juega un papel muy importante en la eficiencia del proceso de electrocoagulación (Arboleda y Herrera, 2015). En el caso de la desnitrificación, el material de los electrodos debe proporcionar la formación de hidróxidos que remuevan el contaminante por medio de coagulación (Hashim et ál., 2017); pero a su vez el cátodo influye en la tasa de reducción de nitratos que busca mitigar la posible formación de amoníaco (Govindan et ál., 2015; Hui, 2013a).

Algunos de los materiales empleados como electrodos en esta técnica son Ag, Al, Ca, Cd, Cs, Fe, Mg, Si y Zn (Pearse, 2003); para la remoción de nitratos, los electrodos más usados son el aluminio como ánodo y el hierro como cátodo, debido a la alta eficiencia, bajo costo y fácil acceso (Chen, 2004; Govindan et ál., 2015; Piña-Soberanis et ál., 2011); además, los iones multivalentes tienen propiedades coagulantes superiores (Malakootian et ál., 2011).

Aunque el hierro como ánodo de sacrificio obtenía altas remociones, su uso se limita por el aumento de coloración que se da al transcurrir el proceso (Hui, 2013). Adicionalmente, se encontró que, bajo las mismas condiciones experimentales, la remoción de nitratos de aguas subterráneas es más eficiente con el uso del aluminio como ánodo y del hierro como cátodo, frente al uso del hierro como ánodo y cátodo; esto se debe a que los floculos generados por el aluminio tienen mayor capacidad de coagulación. La adsorción del ion nitrato sobre la superficie del hidróxido metálico en crecimiento parece ser el mecanismo principal tras los altos niveles de remoción. Para todos los casos se observó la generación de alrededor del 20 % de amoníaco (Govindan et ál., 2015). Igualmente, el área efectiva es una variable significativa, debido a que en esta se desarrollan las reacciones de óxido-reducción, de tal manera que al tener una mayor área efectiva se incrementa la eficiencia de remoción del contaminante (Tabash, 2013).

El estudio de Majlesi y su equipo (2016) analizó el efecto que tienen los electrodos de hierro y aluminio sobre la remoción de nitratos, empleando agua sintética fabricada con  $\text{KNO}_3$  a una concentración inicial de  $100 \text{ mg L}^{-1}$  de nitratos. Los resultados obtenidos fueron del 87, 89, 92 y 98 % para combinaciones ánodo-cátodo Fe-Fe, Fe-Al, Al-Fe y Al-Al, respectivamente; de tal manera que el uso del aluminio como ánodo y cátodo presentó la mayor eficiencia de eliminación (resultados similares fueron obtenidos por Shivayogimath y Watawati [2013] en aguas provenientes de lixiviados). Sin embargo, este efecto parece depender a la eficiencia en el uso de electrones, ya que para la misma cantidad de dosis de reactivo (en unidades molares) se obtiene la misma remoción de nitratos (Lacasa et ál., 2011).

En la tabla 2 se presenta un resumen de publicaciones en las que se realiza la remoción de nitratos en diversos tipos de aguas, haciendo énfasis en los electrodos utilizados, las principales condiciones de operación y la eficiencia de remoción obtenida.

Tabla 2. Resumen de electrocoagulación para la remoción de nitratos con diferentes tipos de electrodos

Ánodo-cátodo	Tipo de agua a tratar	Concentración inicial de nitratos (mg/l)	Tiempo (min)	Corriente	Voltaje (V)	pH	Eficiencia de remoción (%)	Referencia
Al-Fe		100	75	-	30	3	27	
Al-Fe	Agua patrón	100	75	-	30	7	78	(Dehghani et ál., 2016)
Al-Fe		100	75	-	30	11	86	
Al-Fe		100	60	2.5 A	25	9	95	(Emamjomeh y Sivakumar, 2009)
Al-Fe	Agua patrón	200	90	2.5 A	25	9	89	
Al-Fe		300	90	2.5 A	25	9	84	
Acero al carbón	Agua patrón	150	75	10 mA	-	8	92.25	(Ghanim y Ajjam, 2013)
Fe-Fe	Agua patrón	150	70	11 mA	-	8	88	
Al-Fe		100	180	25 mA/cm <sup>2</sup>	-	-	92	
Fe-Fe	Agua patrón	100	180	25 mA/cm <sup>2</sup>	-	-	80	(Govindan, Noel, y Mohan, 2015)
Fe-Gr		100	180	25 mA/cm <sup>2</sup>	-	-	58	
Al-Gr		100	180	25 mA/cm <sup>2</sup>	-	-	87	
Grafito-tela de carbón	Agua patrón	100	30	-	2.9	7	90	(Koparal y Ögütveren, 2002)
Grafito-tela de carbón		300	60	-	2.9	7	83	
Acero dulce-hierro		300	420	-	10	6	50	
Acero dulce-hierro	Agua destilada y agua de grifo	300	420	-	15	6	60	
Acero dulce-hierro		300	420	-	20	6	74	(Kumar y Goel, 2010)
Acero dulce-hierro		300	420	-	25	6	84	
Al-Al		500	-	0.10 A/dm <sup>2</sup>	-	7	93.02	
Al-Al		500	-	0.15 A/dm <sup>2</sup>	-	7	94.6	
Al-Al	Agua patrón	500	-	0.25 A/dm <sup>2</sup>	-	7	95.9	(Lakshmi, Sozhan, y Vasudevan, 2013)
Al-Al		500	-	0.50 A/dm <sup>2</sup>	-	7	96.2	
Al-Al		500	-	0.75 A/dm <sup>2</sup>	-	7	96.8	
Fe-Al	Agua de río	1.7	60	13 A	-	-	53	(Guanoluiza, 2013)
Fe- carbón de carbono	Aguas subterráneas	90	240	0.2 A	[2-5]	7	90.4	(Madariaga, Lavorante y Fasoli, 2011)

Ánodo-cátodo	Tipo de agua a tratar	Concentración inicial de nitratos (mg/l)	Tiempo (min)	Corriente	Voltaje (V)	pH	Eficiencia de remoción (%)	Referencia
Fe-Fe	Agua residual urbana	100	60	-	40	7.43	89.7	
Al-Al	Agua patrón	150	60	-	20	5	72	(Malakootian et ál., 2011)
Al-Al		150	60	-	20	7	78	
Mg-Mg		500	-	1 mA/cm <sup>2</sup>	-	7	83.33	
Mg-Mg		500	-	1.5 mA/cm <sup>2</sup>	-	7	90.27	
Mg-Mg	Agua patrón	500	-	32.5 mA/cm <sup>2</sup>	-	7	92.9	(Vasudevan et ál., 2010)
Mg-Mg		500	-	5 mA/cm <sup>2</sup>	-	7	93.43	
Mg-Mg		500	-	7.5 mA/cm <sup>2</sup>	-	7	93.87	
Al-Al		100	40	3.57 mA/cm <sup>2</sup>	-	5	62.8	
Al-Fe	Agua patrón	100	40	3.57 mA/cm <sup>2</sup>	-	5	81.5	(Ghanbari et ál., 2014)
Fe-Fe		100	40	3.57 mA/cm <sup>2</sup>	-	5	71.2	

### **Distancia entre los electrodos**

La distancia entre los electrodos es un parámetro que influye en la eficiencia del proceso de electrocoagulación, debido a la relación con el aumento de la resistencia eléctrica del flujo de corriente entre el ánodo y el cátodo, que es proporcional al consumo de energía (Hashim et ál., 2017); por tanto, el aumento de la distancia entre los electrodos aumenta la resistencia, aumentando a su vez el potencial entre los electrodos y, por lo tanto, reduciendo la eficiencia en la remoción de nitratos. Este aumento del espacio entre los electrodos es inversamente proporcional a la velocidad de remoción (Hashim et ál., 2017; Xu et ál., 2018).

Igualmente, si la distancia entre los electrodos disminuye, la transferencia de masa es mayor debido a la hidrodinámica turbulenta, por consiguiente, aumenta la velocidad de reacción y la eficiencia del proceso (Hakizimana et ál., 2017).

### **CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DEL USO DE LA TECNOLOGÍA**

La presencia de nitratos en las aguas superficiales y subterráneas es objeto de preocupación debido a sus efectos adversos sobre la salud humana y del ambiente. Algunas tecnologías para la remoción de estos compuestos, como la osmosis inversa y el intercambio iónico, presentan dificultades debido a la generación de salmueras, que deben ser tratadas y dispuestas a altos costos. El tratamiento biológico es en la actualidad el método más efectivo para su remoción; sin embargo, presenta dificultades con aguas residuales con altos contenidos en cloro, metales pesados o deficiencias en contenidos de nutrientes.

La electrocoagulación ha sido objeto de mayores estudios en las últimas décadas gracias a algunas ventajas que este método presenta, como su fácil operación, bajas necesidades de mantenimiento y el no uso de insumos químicos. Esta tecnología facilita el tratamiento de aguas y su reutilización, aunque no es una tecnología nueva. Se han desarrollado usos emergentes para la remoción específica de múltiples contaminantes, entre ellos los nitratos, presentándose investigaciones sobre aguas sintéticas, residuales y naturales. Los mecanismos del proceso de electrocoagulación involucran reacciones electroquímicas y químicas en las superficies de los electrodos, como también reacciones redox y equilibrios ácido-base en el seno de la solución. El principal mecanismo en la depuración de nitratos consiste en el barrido realizado por los flocúlos de hidróxidos metálicos a medida que sedimentan en un proceso denominado barrido.

De las variables operativas del proceso, la densidad de corriente es la de mayor importancia, ya que determina la velocidad de dosificación del coagulante. Las altas densidades de corriente suelen no ser recomendables debido a la extensión de reacciones secundarias, como la generación de oxígeno y el aumento de la temperatura por el efecto Joule, procesos que consumen energía eléctrica y reducen la eficiencia del proceso. Los electrodos más usados son los de hierro y aluminio debido a su bajo costo y altas eficiencias de remoción.

Debido a que durante el proceso persiste la formación de amoníaco, se requiere de sistemas extracción y depuración del aire para su implementación a gran escala (Emamjomeh y Sivakumar, 2009; Govindan et ál., 2015; Hui, 2013b). La investigación de técnicas combinadas que permitan la remoción de múltiples contaminantes es uno de los objetos de estudio con mayores perspectivas. La optimización del proceso de electrocoagulación y electrooxido-reducción ha logrado reducir los contaminantes en aguas residuales de la industria láctea y frigoríficos, bajando a la mitad los costos de su tratamiento frente al uso no combinado de las tecnologías (Ghazouani, Akrouit, Jellali, y Bousselmi, 2019).

La electrocoagulación es una técnica con el potencial de eliminar muchos de los contaminantes del agua en forma simultánea. El diseño de las celdas tiene una importante complejidad y, junto

a los sistemas de agitación, puede ser determinante para el desempeño y eficiencia del proceso. Aunque en la última década las publicaciones en torno a su uso en agua potable han venido en aumento, también han aparecido nuevas aplicaciones, como la recolección de microalgas (Hashim et ál., 2017), tema que ha tomado mucha importancia debido a que es una fuente ecológica de biodiesel (Sandoval y Rubio, 2016)

La principal debilidad de esta tecnología es el desconocimiento sobre los fenómenos que gobiernan los procesos y sus diferentes interacciones, por lo que no existe una metodología que permita predecir la remoción de la contaminación o realizar optimizaciones basadas en la fenomenología del proceso, lo que ha hecho que todavía no sea una tecnología plenamente establecida para el tratamiento de aguas. Al respecto, se requieren importantes avances en torno a: comprensión teórica sobre los mecanismos que gobiernan la reducción de los contaminantes, nuevos enfoques de modelamiento de reactores, simulaciones computacionales de dinámica de fluidos, fenómenos de transporte y optimización técnico-económica (Hakizimana et ál., 2017). Lo que se necesita es desarrollos teóricos y datos experimentales para lograr generar herramientas conceptuales que permitan avanzar en el conocimiento de la fenomenología del proceso, similares a las desarrolladas para procesos de electrodiálisis (Morales, Calvache, Cifuentes y Murcia, 2017).

Si bien existen algunas modelaciones con dinámicas de fluidos computacionales, estas se han realizado para una única fase debido a los altos costos computacionales. Se espera que con el avance de los sistemas de cómputo se puedan trabajar modelos de dos o tres fases. Igualmente, es necesario el estudio de la coagulación y el crecimiento de los flocúlos empleando modelos de balance de población que ya han sido usados en el estudio de biorreactores (Bartolini et ál., 2015) y precipitación química (Szilágyi, Şerban Agachi, Barabás y Lakatos, 2014), lo que requerirá de modelos capaces de explicar los procesos de flotación y sedimentación con la aplicación de campos eléctricos y de información experimental más detallada (Hakizimana et ál., 2017)

El desarrollo de nuevos electrodos, diseño óptimo de reactores y el análisis de costos son factores clave para garantizar el éxito futuro de esta tecnología (Xu et ál., 2018), junto con estudios de los aspectos técnicos y económicos (Arango y Garcés, 2007).

La combinación de técnicas en procesos de depuración de aguas es una alternativa prometedora que requiere de mayor estudio. Barbosa y otros investigadores (2018) utilizaron extractos de *Moringa oleifera*, un coagulante natural ampliamente estudiado, en combinación con procesos de electrocoagulación en aguas residuales de una industria de pinturas de base acuosa, obteniendo agua apta para su reutilización en el proceso.

El estudio de los lodos secos, junto a la caracterización de las especies en solución, puede ser una fuente valiosa de información sobre los mecanismos que ocurren durante el proceso de electrocoagulación. La mayoría de los estudios no incluyen información sobre los mecanismos de remoción (Hakizimana et ál., 2017), por lo que se necesita incluirlos en próximas investigaciones.

## REFERENCIAS

- An, C., Huang, G., Yao, Y., y Zhao, S. (2017). Emerging usage of electrocoagulation technology for oil removal from wastewater: a review. *Science of the Total Environment*, 579, 537-556 doi://doi-org.hemeroteca.lasalle.edu.co/10.1016/j.scitotenv.2016.11.062
- Arango, Á. (2014). Tratamiento de aguas residuales mediante electrocoagulación: desarrollo y potencial de aplicación. *Journal of Engineering and Technology*, 3(1).
- Arango, Á, y Garcés, L. (2007). Diseño de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea. *Revista Universidad Eafit*, 43(147), 56-67.



- Arango, Á. (2012). Efectos del pH y la conductividad en la electrocoagulación de aguas residuales de la industria láctea. *Producción + Limpia*, 7(1), 59-67. Recuperado de <http://dialnet.unirioja.es/servlet/oaiart?codigo=4331975>
- Arboleda, J., y Herrera, P. (2015). *Evaluación de un proceso de electrocoagulación en un reactor tipo batch para la remoción de cromo hexavalente (Cr6+) con electrodos de aluminio-aluminio y de hierro-aluminio en condiciones de laboratorio* (trabajo de grado). Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia.
- Archana, Sharma, S., y Chander, R. (2012). Nitrate removal from ground water: A review. *E-Journal of Chemistry*, 9(4), 1667-1675.
- Balasubramanian, N., Kojima, T., y Srinivasakannan, C. (2009). Arsenic removal through electrocoagulation: Kinetic and statistical modeling. *Chemical Engineering Journal*, 155(1-2), 76-82. doi://doi-org.bdigital.sena.edu.co/10.1016/j.cej.2009.06.038
- Barbosa, A., da Silva, L., de Paula, H., Romualdo, L., Sadoyama, G., y Andrade, L. (2018). Combined use of coagulation (*M. oleifera*) and electrochemical techniques in the treatment of industrial paint wastewater for reuse and/or disposal. *Water research*, 145, 153-161. doi://doi-org.bdigital.sena.edu.co/10.1016/j.watres.2018.08.022
- Barrera-Díaz, C., Balderas-Hernández, P., y Bilyeu, B. (2018). Chapter 3. Electrocoagulation: fundamentals and prospectives. En C. Martínez-Huitile, M. Rodrigo y O. Scialdone (Eds.), *Electrochemical Water and Wastewater Treatment* (pp. 61-77). EE. UU.: Elsevier-Butterworth-Heinemann. doi://doi.org/10.1016/B978-0-12-813160-2.00003-1
- Bartolini, E., Manoli, H., Costamagna, E., Jeyaseelan, H., Hamad, M., Irhimeh, M., Khademhosseini, A., y Abbas, A. (2015). Population balance modelling of stem cell culture in 3D suspension bioreactors. *Chemical Engineering Research and Design*, 101, 125-134. doi://doi-org.bdigital.sena.edu.co/10.1016/j.cherd.2015.07.014
- Bayramoglu, M., Kobya, M., Can, O., y Sozbir, M. (2004). Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*, 37(2), 117-125. doi://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.09.002
- Bohdziewicz, J., Bodzek, M., y Wsik, E. (1999). The application of reverse osmosis and nanofiltration to the removal of nitrates from groundwater. *Desalination*, 121(2), 139-147. doi://doi.org/10.1016/S0011-9164(99)00015-6
- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38(1), 11-41. doi:10.1016/j.seppur.2003.10.006
- Dehghani, M., Hoseini, M., Fathi Fath-Aabaadi, M., Elhamiyani, Z., Shamsedini, N., Ghanbarian, M., Shahsavani, S., Nourozi, A. (2016). Optimizing electrocoagulation process for the removal of nitrate from aqueous solution. *Jundishapur Journal of Health Sciences*, 8(1). doi: 10.17795/jjhs-31095
- Demirbas, E., y 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. doi://doi-org.bdigital.sena.edu.co/10.1016/j.psep.2016.10.013
- Emamjomeh, M., y Sivakumar, M. (2009). Denitrification using a monopolar electrocoagulation/flotation (ECF) process. *Journal of Environmental Management*, 91(2), 516-522. doi://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.09.020

- Essadki, A., y Shao, Y. (2012). Electrochemical probe for frictional force and bubble measurements in gas-liquid-solid contactors and innovative electrochemical reactors for electrocoagulation/electroflotation. En Y. Shao (Ed.), *Electrochemical Cells—New Advances in Fundamental Researches and Applications* (pp. 46-70). Rijeka, Croacia: IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/34350>
- FAO. (2009). *Como alimentar al mundo en 2050*. Recuperado de <https://search.proquest.com/doc-view/371350150>
- FAO. (2013). *Afrontar la escasez de agua. Un marco de acción para la agricultura y la seguridad alimentaria*. Recuperado de: [https://ebookcentral.proquest.com/lib/\[SITE\\_ID\]/detail.action?docID=3239163](https://ebookcentral.proquest.com/lib/[SITE_ID]/detail.action?docID=3239163)
- FAO. (2017). *Escasez de agua: uno de los grandes retos de nuestro tiempo*. Recuperado de <http://www.fao.org/zhc/detail-events/es/c/880888/>
- García-Segura, S., Eiband, Maria Maesia S., de Melo, J., y Martínez-Huitle, C. (2017). Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 801, 267-299. doi://doi-org.bdigital.sena.edu.co/10.1016/j.jelechem.2017.07.047
- Garzón, J., Rodríguez-Miranda, J., y Hernández-Gómez, C. (2017). Aporte de la biorremediación para solucionar problemas de contaminación y su relación con el desarrollo sostenible. *Universidad y Salud*, 19(2), 309-318. doi:10.22267/rus.171902.93
- Ghanbari, F., Moradi, M., Mohseni-Bandpei, A., Gohari, F., Mirtaleb Abkenar, T., y Aghayani, E. (2014). Simultaneous application of iron and aluminum anodes for nitrate removal: A comprehensive parametric study. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11(6), 1653-1660. doi:10.1007/s13762-014-0587-y
- Ghanim, A., y Ajjam, S. (2013). Kinetic modelling of nitrate removal from aqueous solution during electrocoagulation. *Civil and Environmental Research*, 3(7), 64-73.
- Ghazouani, M., Akrou, H., Jellali, S., y Bousselmi, L. (2019). Comparative study of electrochemical hybrid systems for the treatment of real wastewaters from agri-food activities. *Science of the Total Environment*, 647, 1651-1664. doi://doi-org.bdigital.sena.edu.co/10.1016/j.scitotenv.2018.08.023
- Gilpavas, E. (2008). *Aplicación de la electroquímica en el tratamiento de aguas residuales* (serie Cuadernos de Investigación). Medellín, Colombia: Escuela de Ingeniería, Universidad EAFIT.
- Govindan, K., Noel, M., y Mohan, R. (2015). Removal of nitrate ion from water by electrochemical approaches. *Journal of Water Process Engineering*, 6, 58-63. doi://doi.org/10.1016/j.jwpe.2015.02.008
- Hakizimana, J., Gourich, B., Chafi, M., Stiriba, Y., Vial, C., Drogui, P., y Naja, J. (2017). Electrocoagulation process in water treatment: a review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination*, 404, 1-21. doi://doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.011
- Harif, T., Khai, M., y Adin, A. (2012). Electrocoagulation versus chemical coagulation: Coagulation/flocculation mechanisms and resulting floc characteristics. *Water Research*, 46(10), 3177-3188. doi://doi-org.bdigital.sena.edu.co/10.1016/j.watres.2012.03.034

- Hashim, K., Shaw, A., Al Khaddar, R., Pedrola, M., y Phipps, D. (2017). Energy efficient electrocoagulation using a new flow column reactor to remove nitrate from drinking water—experimental, statistical, and economic approach. *Journal of Environmental Management*, 196, 224-233. doi:10.1016/j.jenvman.2017.03.017
- Henry, J. (1999). Principios para el tratamiento de aguas residuales. En J. Henry y G. Heike (Ed.), *Ingeniería ambiental* (pp. 440-450). México: Pearson Educación.
- Hui, C. (2013). *The removal methods of phosphorus/phosphate and nitrogen/nitrate from water and wastewater* (tesis de grado). School of Arts and Science, Tunku Abdul Rahman College, Kuala Lumpur, Malasia.
- Jiménez, C., Sáez, C., Martínez, F., Cañizares, P., y Rodrigo, M. (2012). Electrochemical dosing of iron and aluminum in continuous processes: a key step to explain electro-coagulation processes. *Separation and Purification Technology*, 98, 102-108. doi://doi-org.bdigital.sena.edu.co/10.1016/j.seppur.2012.07.005
- Keith, S., MacFarlane, G., y Herbert, R. (1982). Dissimilatory nitrate reduction by a strain of clostridium butyricum isolated from estuarine sediments. *Archives of Microbiology*, 132(1), 62-66.
- Khatri, N., y Tyagi, S. (2015). Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Frontiers in Life Science*, 8(1), 23-39. doi:10.1080/21553769.2014.933716
- Kobya, M., Demirbas, E., Bayramoglu, M., y Sensoy, M. (2011). Optimization of electrocoagulation process for the treatment of metal cutting wastewaters with response surface methodology. *Water, Air, y Soil Pollution*, 215(1), 399-410. doi:10.1007/s11270-010-0486-x
- Koparal, A., y Ögütveren, Ü. (2002). Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 89(1), 83-94. doi://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00301-6
- Kumar, N., y Goel, S. (2010). Factors influencing arsenic and nitrate removal from drinking water in a continuous flow electrocoagulation (EC) process. *Journal of Hazardous Materials*, 173(1-3), 528-533. doi://doi-org.bdigital.sena.edu.co/10.1016/j.jhazmat.2009.08.117
- Lacasa, E., Cañizares, P., Sáez, C., Fernández, F., y Rodrigo, M. (2011). Removal of nitrates from groundwater by electrocoagulation. *Chemical Engineering Journal*, 171(3), 1012-1017. doi://doi-org.bdigital.sena.edu.co/10.1016/j.cej.2011.04.053
- Lakshmi, J., Sozhan, G., y Vasudevan, S. (2013). Recovery of hydrogen and removal of nitrate from water by electrocoagulation process. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 2184-2192.
- Lee, S., y Gagnon, G. (2014). Review of the factors relevant to the design and operation of an electrocoagulation system for wastewater treatment. *Environmental Reviews*, 22(4), 421-429. doi:10.1139/er-2014-0009
- Li, L., Dong, Y., Qian, G., Hu, X., y Ye, L. (2018). Performance and microbial community analysis of bio-electrocoagulation on simultaneous nitrification and denitrification in submerged membrane bioreactor at limited dissolved oxygen. *Bioresource Technology*, 258, 168-176. doi://doi-org.bdigital.sena.edu.co/10.1016/j.biortech.2018.02.121

- Li, M., Feng, C., Zhang, Z., y Sugiura, N. (2009). Efficient electrochemical reduction of nitrate to nitrogen using ti/IrO<sub>2</sub>-Pt anode and different cathodes. *Electrochimica Acta*, 54(20), 4600-4606. doi://doi-org.bdigital.sena.edu.co/10.1016/j.electacta.2009.03.064
- Guanoluiza, E. (2013). *Dimensionamiento de un sistema de electrocoagulación aplicado al tratamiento de aguas residuales domésticas, con y sin irradiación de electrones acelerados* (tesis de grado). Facultad de Ingeniería Química y Agroindustrial, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador.
- Lu, J., Li, Y., Yin, M., Ma, X., y Lin, S. (2015). Removing heavy metal ions with continuous aluminum electrocoagulation: A study on back mixing and utilization rate of electro-generated al ions. *Chemical Engineering Journal*, 267, 86-92. doi://doi.org/10.1016/j.cej.2015.01.011
- Madariaga, L., Lavorante, M., y Fasoli, H. (2011). Eliminación de nitrato en agua de consumo. *Revista Científica de Educación*, 6(23), 41-49.
- Majlesi, M., Mohseny, S., Sardar, M., Golmohammadi, S., y Sheikhmohammadi, A. (2016). Improvement of aqueous nitrate removal by using continuous electrocoagulation/electroflo-tation unit with vertical monopolar electrodes. *Sustainable Environment Research*, 26(6), 287-290. doi://doi-org.bdigital.sena.edu.co/10.1016/j.serj.2016.09.002
- Malakootian, M., Yousefi, N., y Fatehizadeh, A. (2011). Survey efficiency of electrocoagulation on nitrate removal from aqueous solution. *International Journal of Environment Science and Technology*, 8(1), 107-114. doi:10.1007/BF03326200
- Mameri, N., Yeddou, A. R., Lounici, H., Belhocine, D., Grib, H., y Bariou, B. (1998). Defluoridation of septentrional sahara water of north africa by electrocoagulation process using bipolar aluminium electrodes. *Water Research*, 32(5), 1604-1612. doi://doi-org.bdigital.sena.edu.co/10.1016/S0043-1354(97)00357-6
- Martínez, F. (2007). *Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulación y coagulación convencional*. España: Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha.
- Mollah, M., Morkovsky, P., Gomes, J., Kesmez, M., Parga, J., y Cocke, D. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 114(1), 199-210. doi:10.1016/j.jhazmat.2004.08.009
- Mora-Molina, M., Járay, P., Vatai, G., y Bekassy-Molnar, E. (2004). Eliminación de sal y metanol del agua residual industrial por ósmosis inversa. *Tecnología en Marcha*, 17(1), 84.
- Morales, Y., Calvache, J., Cifuentes Aguilera, J., y Murcia Berdugo, N. (2017). Algoritmo matemático de la separación de un sistema binario mediante electrodiálisis. *Revista de Investigación*, 10(1), 161-172. doi:10.29097/2011-639X.74
- Morales, N., y Acosta, G. (2010). Sistema de electrocoagulación como tratamiento de aguas residuales galvánicas. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 20(1), 33-44. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=91114807003>
- Mouedhen, G., Feki, M., Wery, M., y Ayedi, H. (2008). Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. *Journal of Hazardous Materials*, 150(1), 124-135. doi://doi-org.bdigital.sena.edu.co/10.1016/j.jhazmat.2007.04.090
- Moussa, D., El-Naas, M., Nasser, M., y Al-Marri, M. (2017). A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, 186(pt. 1), 24-41. doi:10.1016/j.jenvman.2016.10.032

- Moussas, P., y Zouboulis, A. (2011). Groundwater and soil pollution: Bioremediation. En J. Nriagu (Ed.), *Encyclopedia of Environmental Health* (pp. 1037-1044). [s. d.]: Elsevier Science.
- Nanseau-Njiki, C., Tchamango, S., Ngom, P., Darchen, A., y Ngameni, E. (2009). Mercury(II) removal from water by electrocoagulation using aluminium and iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 168(2-3), 1430-1436. doi://doi-org.bdigital.sena.edu.co/10.1016/j.jhazmat.2009.03.042
- Ongley, E. (1997). Los fertilizantes, en cuanto contaminantes del agua. En *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos* [edición digital]. Recuperado de <http://www.fao.org/docrep/W2598S/w2598s05.htm#capítulo3losfertilizantes,encuantocontaminantesdelagua>
- Osaka, T., Shirotani, K., Yoshie, S., y Tsuneda, S. (2008). Effects of carbon source on denitrification efficiency and microbial community structure in a saline wastewater treatment process. *Water Research*, 42(14), 3709-3718. doi:10.1016/j.watres.2008.06.007
- Pearse, M. (2003). Historical use and future development of chemicals for solid-liquid separation in the mineral processing industry. *Minerals Engineering*, 16(2), 103-108. doi:10.1016/S0892-6875(02)00288-1
- Pérez, A. (2013). Manual de patología general. En GEA (Ed.), *Manual de patología general* (7ª ed., pp. 157-158). Barcelona, España: Elsevier Masson.
- Pérez, J. (2014). *Uso de los fertilizantes y su impacto en la producción agrícola* (tesis de maestría). Facultad de Ciencias, Departamento de Biociencias, Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia.
- Petrii, O., y Safonova, T. (1992). Electroreduction of nitrate and nitrite anions on platinum metals: A model process for elucidating the nature of the passivation by hydrogen adsorption. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 331(1-2), 897-912. doi://doi.org/10.1016/0022-0728(92)85013-S
- Piña-Soberanis, M., Martín-Domínguez, A., González-Ramírez, C., Prieto-García, F., Guevara-Lara, A., y García-Espinoza, J. (2011). Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la electrocoagulación. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 10(2), 257-271.
- PNUD. (2006). *Informe sobre desarrollo humano 2006. Más allá de la escasez: poder, pobreza y la crisis mundial del agua*. Honduras: PNUD.
- Resolución n.º 2115 de 2007. *Por medio de la cual se señalan características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano*. Ministerio de la Protección Social y Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 22 de junio de 2007.
- Restrepo, J., y Kjerfve, B. (2004). Hydrochemical aspects of major Pacific and caribbean rivers of Colombia. En L. Lacerda, R. Santelli, E. Duursma y J. Abrao (Eds.), *Facets of environmental geochemistry in tropical and subtropical environments* (169-187). Verlag, Berlín: Springer.
- Rodríguez, J. (1995). *Eliminación de metales alcalinos de polioles mediante intercambio iónico*. España: Universidad de Castilla-La Mancha.
- Samatya, S., Kabay, N., Yüksel, Ü, Arda, M., y Yüksel, M. (2006). Removal of nitrate from aqueous solution by nitrate selective ion exchange resins. *Reactive and Functional Polymers*, 66(11), 1206-1214 doi://doi.org/10.1016/j.reactfunctpolym.2006.03.009

- Sandoval, J., y Rubio, D. (2016). Revisión de artículos sobre floculación de microalgas. *Revista de Investigación*, 9(2), 114-132. doi:10.29097/2011-639X.59
- Schoeman, J., y Steyn, A. (2003). Nitrate removal with reverse osmosis in a rural area in south Africa. *Desalination*, 155(1), 15-26. doi://doi.org/10.1016/S0011-9164(03)00235-2
- Sevda, S., Sreekishnan, T., Pous, N., Puig, S., y Pant, D. (2018). Bioelectroremediation of perchlorate and nitrate contaminated water: a review. *Bioresource Technology*, 255, 331-339. doi://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.005
- Shafaei, A., Pajootan, E., Nikazar, M., y Arami, M. (2011). Removal of co (II) from aqueous solution by electrocoagulation process using aluminum electrodes. *Desalination*, 279(1), 121-126. doi:10.1016/j.desal.2011.05.070
- Shivayogimath, C., y Watawati, C. (2013). Treatment of solid waste leachate by electrocoagulation technology. *International Journal of Research in Engineering and Technology*, 2(13), 266-269. doi:10.15623/ijret.2013.0213047
- Song, Q., Li, M., Wang, L., Ma, X., Liu, F., y Liu, X. (2019). Mechanism and optimization of electrochemical system for simultaneous removal of nitrate and ammonia. *Journal of hazardous materials*, 363, 119-126. doi://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.09.046
- Soto A., y Soto, B. (2013). *Desalación de agua de mar mediante sistema osmosis inversa y energía fotovoltaica para provisión de agua potable en Isla Damas, región de Coquimbo* (Documento Técnico n.º 33). Uruguay: Unesco.
- Szilágyi, B., Şerban Agachi, P., Barabás, R., y Lakatos, B. (2014). Coupled population balance-CFD modelling of a continuous precipitation reactor. *Computer Aided Chemical Engineering*, 33, 187-192. doi://doi.org/10.1016/B978-0-444-63456-6.50032-6
- Tabash, T. (2013). *Nitrate removal from groundwater using continuous flow electrocoagulation reactor* (tesis de maestría). Civil Engineering Department, Faculty of Engineering, Deanery of High Studies, Islamic University of Gaza, Gaza, Palestina.
- Talhi, B., Monette, F., y Azzouz, A. (2011). Effective and selective nitrate electroreduction into nitrogen through synergistic parameter interactions. *Electrochimica Acta*, 58, 276-284. doi://doi.org/10.1016/j.electacta.2011.09.044
- Tyagi, S., Rawtani, D., Khatri, N., y Tharmavaram, M. (2018). Strategies for nitrate removal from aqueous environment using nanotechnology: a review. *Journal of Water Process Engineering*, 21, 84-95. doi://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.12.005
- Uzun, H., y Debik, E. (2019). Economical approach to nitrate removal via membrane capacitive deionization. *Separation and Purification Technology*, 209, 776-781. doi://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.09.037
- Van der Hoek, J., van der Hoek, W., y Klapwijk, A. (1988). Nitrate removal from ground water-use of a nitrate selective resin and a low concentrated regenerant. *Water, Air, and Soil Pollution*, 37(1), 41-53. doi:10.1007/BF00226478
- Vasudevan, S., Epron, F., Lakshmi, J., Ravichandran, S., Mohan, S., y Sozhan, G. (2010). Removal of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> from drinking water by electrocoagulation—an alternate approach. *Clean—Soil, Air, Water*, 38(3), 225-229.

- Villaseñor, J. (1999). *Eliminación biológica de fósforo en aguas residuales urbanas*. España: Universidad de Castilla-La Mancha.
- Wellner, D., Couperthwaite, S., y Millar, G. (2018). Influence of operating parameters during electrocoagulation of sodium chloride and sodium bicarbonate solutions using aluminium electrodes. *Journal of Water Process Engineering*, 22, 13-26. doi://doi.org /10.1016/j.jwpe.2017.12.014
- Xu, D., Li, Y., Yin, L., Ji, Y., Niu, J., y Yu, Y. (2018). Electrochemical removal of nitrate in industrial wastewater. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 12(1), 1-14. doi:10.1007/s11783-018-1033-z
- Yehya, T., Chafi, M., Balla, W., Vial, C., Essadki, A., y Gourich, B. (2014). Experimental analysis and modeling of denitrification using electrocoagulation process. *Separation and Purification Technology*, 132, 644-654. doi://doi.org /10.1016/j.seppur.2014.05.022
- Park, J., y Yoo, Y. (2009). Biological nitrate removal in industrial wastewater treatment: Which electron donor we can choose. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 82(3), 415-429.
- Yilmaz, A., Boncukcuoğlu, R., Kocakerim, M., Yilmaz, M., y Paluluoğlu, C. (2008). Boron removal from geothermal waters by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 153(1-2), 146-151. doi://doi.org /10.1016/j.jhazmat.2007.08.030
- Zhao, Y., Kong, F., y Wang, Z. (2017). Role of membrane and compound properties in affecting the rejection of pharmaceuticals by different RO/NF membranes. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 11(6), 193-205. doi:10.1007/s11783-017-0975-x

