



Tecnura

ISSN: 0123-921X

ISSN: 2248-7638

Universidad Distrital Francisco José de Caldas

Rodríguez Díaz, Yim James; Fuentes Guevara, Miguel David;
Beleno Díaz, Óscar David; Montoya Armenta, Luis Hernando
Electrocoagulación como alternativa de tratamiento de aguas residuales
mixtas originadas en la industria del procesamiento de lácteos y cárnicos
Tecnura, vol. 25, núm. 67, 2021, Enero-Marzo, pp. 26-39
Universidad Distrital Francisco José de Caldas

DOI: <https://doi.org/10.14483/22487638.15769>

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=257068354003>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org
UAEM

Sistema de Información Científica Redalyc
Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso
abierto



Electrocoagulation as an alternative treatment for mixed wastewater originated in the dairy and meat processing industry

Electrocoagulación como alternativa de tratamiento de aguas residuales mixtas originadas en la industria del procesamiento de lácteos y cárnicos

Yim James Rodríguez Díaz ^{ID 1}, Miguel David Fuentes Guevara ^{ID 2} Óscar David Beleño Díaz ^{ID 3} & Luis Hernando Montoya Armenta ^{ID 4}

Fecha de Recepción: 29 de Mayo de 2020

Fecha de Aceptación: 3 de noviembre de 2020

Cómo citar: Rodríguez-Díaz., Y.J. Fuentes-Guevara., M.D. Beleño-Díaz., O.D. y Montoya-Armenta., L.H. (2021). Electrocoagulación como alternativa de tratamiento de aguas residuales mixtas originadas en la industria del procesamiento de lácteos y cárnicos. *Tecnura*, 25(67), 26-39. <https://doi.org/10.14483/22487638.15769>

Abstract

Context: Electrocoagulation (EC) has become a viable process that allows minimizing the contaminant loadings in the industrial wastewater, through electrodes arranged on an electrical reactor. This technique applies the coagulation-flocculation fundaments, allowing water reuse on an industrial scale.

Objective: This study seeks to assess the efficiency of the EC technique for the treatment of mixed wastewater originated in the dairy and meat industry (DMWW).

Materials and Methods: The wastewater used in the study was obtained from meat and dairy products plant effluents of the Popular University of Cesar

(UPC). The effect of two design variables of the rectangular Bach-type electrocoagulation system was assessed on the physicochemical characteristics of the DMWW during the EC process: the number of electrodes and treatment time. The wastewater characteristics used as indicators of the treatment efficiency from electro-coagulator were COD_{total}, COD_{soluble}, electric conductivity, pH, and Turbidity. The design variable of the electrocoagulation system related to the number of electrodes consisted of three configurations, 3, 6, and 13 iron electrodes connected in parallel. The electrodes were energized with a source of direct current (DC) to 360 Watts and a constant voltage of 12 V. The treatment time variable was a maximum of 60 minutes with evaluation of the wastewater indicators every 15 minutes.

¹Ingeniero del Medio Ambiente, magíster en Ingeniería Ambiental. Docente de la Universidad Popular del Cesar. Valledupar, Colombia. Contacto: yimrodriguez@unicesar.edu.co

²Ingeniero Ambiental y Sanitario, magíster en Manejo y Conservación del Suelo y del Agua. Candidato a doctor del Programa de Posgraduación en Manejo y Conservación del Suelo y del Agua, de la Universidad Federal de Pelotas (UFPEL), Pelotas/RS, Brasil. Docente de la Universidad Federal del Pampa (Unipampa), Campus Caçapava do Sul/RS, Brasil. Contacto: mdavidfuentes@unicesar.edu.co

³Ingeniero Ambiental y Sanitario. Investigador de la Universidad Popular del Cesar. Valledupar, Colombia. Contacto: obeleno@unicesar.edu.co

⁴Doctor en Ingeniería Ambiental, ingeniero Químico. Docente de la Universidad Popular del Cesar. Aguachica, Colombia. Contacto: luismontoya@unicesar.edu.co

Results: During the EC experiments, the design configuration of 13 parallel electrodes and 60 minutes was the best for the DMWW treatment. This electrocoagulation design configuration system allowed the reductions of COD_{total}, COD_{sólida}, and turbidity with maximum reduction efficiency of 96 %, 95 %, and 94 %, respectively. On the other hand, EC increased the electrical conductivity, current, and pH values, obtaining final mean values of 2785 $\mu\text{S cm}^{-1}$, 11,6 A y 12,63, respectively.

Conclusions: The rectangular Bach-type electrocoagulation system proved to be efficient during its operation with 13 electrodes and 60 minutes of retention for the DDWW treatment.

Funding: Popular University of Cesar (UPC) / Research group of Sanitary and Environmental studies – E.S.A.

Keywords: Industrial wastewater, Electro-coagulator, Electrodes number, Treatment time.

Resumen

Contexto: La electrocoagulación (EC) se ha convertido en un proceso viable que permite reutilizar las aguas residuales industriales, mediante un reactor eléctrico. Esta técnica aplica los fundamentos de la coagulación y floculación permitiendo la reutilización de estas aguas.

Objetivo: Este estudio pretende evaluar la eficiencia de la técnica de EC para el tratamiento de aguas residuales mixtas provenientes de la industria de lácteos y cárnicos (ARLC).

Metodología: El agua residual utilizada para esta investigación fue obtenida del efluente de la planta de productos lácteos y cárnicos de la Universidad Popular del Cesar (UPC). Se investigó el efecto de

los variables de diseño de un electrocoagulador tipo Bach rectangular, sobre las características fisicoquímicas de las ARLC durante el proceso de EC: número de electrodos y tiempo de tratamiento. Las características del agua residual utilizadas como indicadores de la eficiencia de tratamiento del electrocoagulador fueron DQO_{total}, DQO_{sólida}, conductividad eléctrica, pH y turbiedad. La variable de diseño del electrocoagulador referente a número de electrodos consistió en tres montajes de 3, 6 y 13 electrodos de hierro conectados en paralelo, energizados con una fuente de corriente directa (DC) de 360 W, a un voltaje constante de 12 V. La variable de tiempo de tratamiento fue máxima de 60 minutos con evaluación de los indicadores de las aguas residuales cada 15 minutos.

Resultados: Durante los experimentos de EC, la configuración de 13 electrodos en paralelo fue la mejor para el tratamiento de las ARLC, lo que permitió la remoción de DQO_{total}, DQO_{sólida}, y turbiedad, con eficiencia máxima de reducción de 96 %, 95 % y 94 %, respectivamente. Contrariamente, la EC aumentó los valores de conductividad eléctrica, corriente y pH, de los cuales se obtuvieron valores medios finales de 2785 $\mu\text{S cm}^{-1}$, 11,6 A y 12,63, respectivamente.

Conclusiones: El sistema de electrocoagulación tipo Bach rectangular demostró ser eficiente durante su operación con 13 electrodos y 60 minutos de retención durante el tratamiento de las ARLC.

Financiamiento: Universidad Popular del Cesar (UPC), Grupo de Investigación Estudios Sanitarios y Ambientales (ESA).

Palabras clave: aguas residuales industriales, electrocoagulador, número de electrodos, tiempo de tratamiento.

Tabla de Contenidos

INTRODUCCIÓN	28
METODOLOGÍA	29

Muestreo y caracterización de las aguas residuales	29
Determinación de la DQO _{total}	30
Determinación de la DQO _{sólida}	30
Determinación del pH, temperatura y conductividad eléctrica	30

Determinación de los aceites y grasas	30
Diseño y operación del electrocoagulador	31
<i>Evaluación de las variables del ARLC durante el tratamiento de EC</i>	32
Diseño experimental	32
RESULTADOS Y DISCUSIONES	32
Caracterización de las aguas residuales mixtas de lácteos y cárnicos	32
Efectos individuales y de interacción de las características de las ARLC durante la electrocoagulación	33
CONCLUSIONES	36
REFERENCIAS	37

INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales originadas en las industrias de alimentos lácteos y cárnicos son efluentes de tipo industrial caracterizadas por altas concentraciones de contaminantes, como materia orgánica y nutrientes, provenientes de las proteínas, lactosa, aminoácidos derivados del suero, mermas de producto, escaldado, sangre, estiércol, purín y contenido ruminal (Bustillo-Lecompte y Mehrvar, 2015, Carrera y Suárez, 2019a). Además, estas aguas pueden alcanzar altas concentraciones de contaminantes, dependiendo de los procesos de operación y procesamiento de los alimentos (Pinedo, Paternina y Marrugo, 2015).

El tratamiento de las aguas residuales industriales requiere la reducción de los niveles de contaminantes, porque presentan un alto riesgo para los recursos hídricos y el suelo, lo que puede contribuir con perjuicios si no son tratados apropiadamente antes de ser vertidos al ambiente (Reilly *et al.*, 2019). No obstante, las altas concentraciones de sustancias en estas aguas requieren del uso de tecnologías avanzadas para reducir la carga contaminante, ya que su tratamiento puede tornarse altamente costoso, en especial por el uso necesario de energía eléctrica en los procesos (Bustillo-Lecompte y Mehrvar, 2015).

En general, las aguas residuales de la industria láctea y de cárnicos (ARLC) presentan características que necesitan ser controladas y monitorizadas, debido a los impactos ambientales que pueden generar. Otro problema encontrado en las industrias lácteas y cárnicas, fue constatado por (Muñoz y Sánchez, 2018), quienes afirman que la cantidad de agua necesaria para el procesamiento de un litro de leche varía entre 1 litro y 10 litros; mientras que en la industria cárnicia el 60 % del uso del agua es dirigido a limpieza manual del producto y equipo. Frente a eso, es imperativo mejorar los procesos de operación en este tipo de industrias, u optar por la implementación de alternativas y tecnologías factibles para el tratamiento de dichas aguas, que apunten a la sostenibilidad.

A pesar de que existan estudios diversos que evalúan la eficiencia de tratamiento de las aguas residuales industriales de lácteos y cárnicos de forma independiente, mediante la técnica de electrocoagulación, en la actualidad no existen estudios que apliquen la electrocoagulación como tratamiento a ARLC mixtas, como se contempló en esta investigación, lo que posibilitaría una nueva caracterización de este tipo de efluentes, y contribuiría con futuras técnicas de tratamiento e investigaciones que trabajen en las mismas condiciones de este estudio. Cabe destacar que este sistema industrial de producción de lácteos y cárnicos mixto es llevado en sintonía en muchas industrias de Colombia y específicamente en el departamento del Cesar, lo cual hace pertinente la vigilancia y proposición de técnicas para el monitoreo de este tipo de aguas residuales compuestas, que apunten a la creación e implementación de nuevas tecnologías para su tratamiento.

De acuerdo con (Carrera y Suárez, 2019a), durante la operación de la industria de lácteos los principales aportes de material orgánico a las aguas residuales se dan durante pérdidas que ocurren dentro de los procesos de obtención de los productos, tales como el lactosuero, salmuera, proteínas, lactosa, aminoácidos derivados del suero

y mermas de productos. Ese aporte tiene el potencial de afectar los parámetros del agua en uso, como el pH, DBO₅, DQO, aceites y grasas (A y G), y los sólidos totales disueltos. Un ejemplo de estos efluentes son las plantas procesadoras de lácteos, las cuales presentan las siguientes características: pH de 4,74 conductividad de 7820 $\mu\text{S cm}^{-1}$, turbiedad de 3921 NTU, DQO de 18 400 mg L⁻¹, DBO₅ de 12 500 mg L⁻¹, grasas y aceites de 4600 mg L⁻¹, TDS 4848 mg L⁻¹ ([Santamaría, Calvache, Santamaría y Zamora, 2015](#)).

Por otro lado, ([Gamarra, 2018](#)) afirma que los efluentes de la industria láctea contienen un alto grado de DQO media entre 1000 y 6000 mg L⁻¹ y un rango de pH de gran variación entre 2-11, el cual le atribuye a este tipo de aguas un carácter desde muy ácido hasta muy básico. En contrapartida, las aguas residuales de la industria láctea tienen también niveles elevados de nitrógeno, fósforo, conductividad eléctrica y sólidos en suspensión. En cuanto a las aguas residuales de industrias cárnicas, al utilizar como indicadores de referencia los parámetros DQO y DBO₅, se identifica que las principales fuentes que aportan carga orgánica son: las aguas de escaldado, sangre, estiércol, purín, contenido ruminal, restos de carne, pelos, etapa de salado, lavado y desinfección ([Carrera y Suárez, 2019b](#)). Esos aportes también elevan los niveles de sólidos en suspensión, aceites, grasas, fosfatos, nitrógeno, sales, detergentes, desinfectantes y la conductividad eléctrica.

Una tecnología alternativa, ambientalmente sustentable y de poco uso en la depuración de las ARLC, es la electrocoagulación (EC), la cual tiene como ventaja el uso nulo de agentes químicos para el tratamiento de efluentes líquidos, utilizando corriente continua a través de electrodos sumergidos en el agua residual. Los electrodos cumplen la función de mineralizar los contaminantes presentes, lo que permite la formación de cationes en el agua que sirven como agentes coagulantes del tipo hidróxidos poliméricos mediante la electrólisis ([Comminellis y Chen, 2010](#)); esto posibilita la eliminación de material coloidal,

sólidos suspendidos, metales y sólidos disueltos en los efluentes industriales brutos ([García et al., 2017](#)). Además, en esta tecnología se generan otras reacciones, como burbujas de hidrógeno y la reducción (oxidación) de los metales en los cátodos, durante el proceso ([Vepsäläinen y Sillanpää, 2020](#)).

El tratamiento de aguas residuales industriales por medio de la EC trae beneficios como los expuestos en el estudio de ([Rodríguez-Miranda, García-Ubaque y Pardo-Pinzón, 2015](#)), relacionados con una serie de indicadores o consideraciones para la selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales en países en vía de desarrollo, debido a que las tecnologías a ser usadas en estos países deben generar accesibilidad, confiabilidad, flexibilidad y viabilidad, en cumplimiento de los requerimientos normativos de vertimientos a cuerpos de agua o disposición en el suelo.

Frente a lo expuesto, el objetivo de este estudio fue evaluar la eficiencia de la técnica de EC para el tratamiento de aguas residuales mixtas provenientes de la industria de lácteos y cárnicos.

METODOLOGÍA

Muestreo y caracterización de las aguas residuales

Las aguas residuales analizadas en este estudio fueron muestreadas del efluente producto del procesamiento de lácteos y cárnicos de la Universidad Popular Cesar, en la ciudad de Valledupar, siguiendo los lineamientos para la toma de muestras de aguas residuales del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales ([ideam, 2007](#)). El muestreo fue de tipo compuesto con alícuotas de 15 L h⁻¹ hasta completar 60 L día⁻¹ de ARLC durante 4 horas del proceso de producción de alimentos, incluyendo limpieza y desinfección. Este muestro fue realizado con el fin de reducir las variaciones de la muestra puntual y de obtener una muestra más representativa de las concentraciones de los parámetros a ser analizados en el agua residual.

Una vez obtenida la muestra compuesta de ARLC, se determinaron los parámetros DQO_{total}, DQO_{soluble}, turbiedad, conductividad eléctrica (CE), grasas-aceites (G y A), pH, temperatura, y corriente por triplicado, siguiendo los lineamientos técnicos establecidos en los métodos estándar (Rice, Baird e Eaton, 2012). El análisis fisicoquímico de las ARLC fue realizado en las instalaciones del laboratorio de aguas y mecánica de fluidos de la Universidad Popular del Cesar, sede Cesar (Colombia).

Determinación de la DQO_{total}

La DQO total fue determinada por el método de reflujo cerrado, (Rice, Baird e Eaton, 2012). Primero, fueron tomados tubos de digestión de 16×100 mm, adicionando 2,5 ml de muestra, 1,5 ml de solución digestora y 3,5 ml de solución reactiva de ácido sulfúrico, para así completar un volumen total de 7,5 ml. También fue realizada una prueba en blanco, usando agua destilada como muestra (2,5 ml) y las mismas proporciones de los reactivos anteriormente en mención. Luego, se colocaron los tubos de ensayos en un reactor a 150°C por un periodo de 2 horas y luego fueron dejados en reposo a temperatura ambiente durante 30 minutos. Las soluciones de los tubos de ensayos fueron pasadas a un Erlenmeyer, siendo añadidas de 2-3 gotas de indicador de ferroína, para una posterior titulación con FAS 0,1 N (solución que debe ser estandarizada a cada uso), hasta obtener un cambio de color de azul verdoso a café rojizo. La cantidad de FAS utilizado durante la titulación hasta el cambio de color fue registrada para luego calcular la DQO_{total} mediante la ecuación 1, de acuerdo con el método titulométrico:

$$DQO \text{ como } O_2 L^{-1} = \frac{(A - B) \times N \times 8 \times 1000}{mL \text{ de la muestra}} \quad (1)$$

Donde:

A = promedio de ml de FAS utilizado para los blancos digeridos.

B = ml de FAS utilizado para la muestra.

N = normalidad del FAS.

8 = peso equivalente del oxígeno.

Determinación de la DQO_{soluble}

Previo a la determinación de la DQO_{soluble}, las muestras de aguas residuales fueron pasadas por un filtro 934-AH circular de 47 mm de diámetro de la marca Whatman con ayuda de una bomba al vacío, con el fin de retirar todas las partículas finas de la muestra de agua, procedimiento similar al realizado por Jenny Rodríguez, Tatiana Mañunga y Cristian Cárdenas (2012). Así se continuó con el procedimiento requerido para el análisis y cálculo de la DQO en el líquido restante (DQO_{soluble}) (ecuación (1)).

Determinación del pH, temperatura y conductividad eléctrica

Con ayuda de un turbidímetro de laboratorio de la marca Hach, modelo 2100AN, se procedió a la determinación de la turbiedad (NTU) de las ARLC. Con el multiparámetro HI 991301 de la marca HANNA, se obtuvieron los valores de pH, temperatura y conductividad electrica (CE).

Determinación de los aceites y grasas

Para la determinación de los aceites y grasas (A y G) se utilizó el método gravimétrico. Se agregaron 170 ml de muestra de ARLC en un balón de separación; luego se adicionaron 2 ml de ácido clorhídrico (Merck 37% de pureza) y 20 ml de xileno (Applichem Panreac) como solvente. Posteriormente, se realizó el proceso de extracción de la solución y se repitió dos veces con 5 ml del solvente para eliminar residuos de grasas; el resultado era recolectado en un vaso de precipitado previamente secado y pesado (P1), el cual contenía papel de filtro para retener la materia orgánica y dejar pasar el Na₂SO₄. Por último, se dejó evaporar la solución hasta alcanzar peso constante (P2). La ecuación (2) permitió determinar la concentración de A y G:

$$A \text{ y } G (mgL^{-1}) = (P_1 - P_2) \times 106/VM \quad (2)$$

Dónde:

P_1 : peso del vaso de precipitado (g).

P_2 : peso del vaso de precipitado + muestra (g).

Diseño y operación del electrocoagulador

El montaje del electrocoagulador y puesta en marcha del experimento se llevó a cabo en las instalaciones del laboratorio de aguas y mecánica de fluidos de la Universidad Popular del Cesar, sede Cesar - Colombia. En el experimento se usó un electrocoagulador tipo Bach rectangular, construido en acrílico transparente con un volumen total de 12 L (figura 1). En función del tipo de diseño del reactor en estudio se tomó como variable de diseño del electrocoagulador el número de electrodos en cada tratamiento experimental con 3, 6 y 13 electrodos, siguiendo las especificaciones con modificaciones de la configuración del electrocoagulador en el estudio de (López y Harnish, 2016), quienes utilizaron variaciones de 6 y 12 electrodos para la configuración de los tres tratamientos experimentales abordados.



Figura 1. Montaje del electrocoagulador tipo Bach con electrodos monopolares conectados en paralelo

Fuente: elaboración propia.

El material de los electrodos utilizados en este estudio fue de metal tipo hierro cuadrado de 160×160 mm 2 y 2 mm de grosor, según los lineamientos de altura y grosor recomendados por (García-Ubaque, García-Ubaque y Plaza-Solórzano,

2016). Los electrodos se conectaron en paralelo conservando una distancia entre ellos de 20 mm, otros antecedentes teóricos que sugieren distancias mayores que 7 mm (García-Ubaque, García-Ubaque y Plaza-Solórzano, 2016), 40 mm (Thirugnanasambandham, Sivakumar, y Prakash, 2013), 30 mm (Saleem, Bukhari, y Akram, 2011) y 60 mm (Thirugnanasambandham, Sivakumar, y Prakash, 2014). Previo al ensayo, los electrodos de hierro fueron limpiados, posteriormente distribuidos en el tanque de reacción electroquímica y conectados a la fuente de voltaje variable de 0 a 60 V de corriente directa (DC), con una capacidad máxima de 30 A (figura 2). Se estableció un voltaje de 12 V DC por razones de protección de la fuente de energía y para evitar accidentes de manipulación, dado que, en ensayos de prueba a mayor voltaje, la corriente eléctrica podría sobrepasar los valores límites soportados por el dispositivo utilizado.

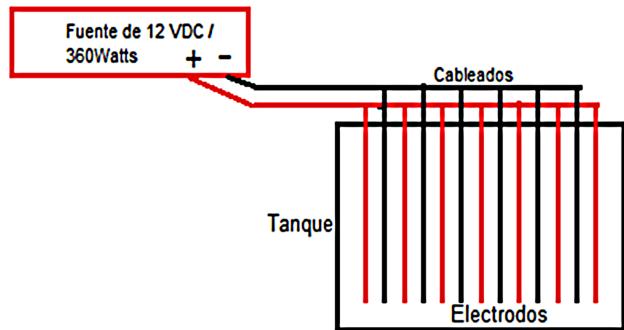


Figura 2. Configuración de conexión de los electrodos de hierro

Fuente: elaboración propia.

Para el inicio del proceso de electrocoagulación, la fuente de corriente era encendida y se procedía con el llenado gradual del tanque por litros, hasta completar un volumen de 10 L de agua residual con el fin de observar las variaciones de corriente (amperaje) durante el llenado. Diferentes configuraciones de operación del experimento fueron establecidas en este estudio con el fin de evaluar la eficiencia del electrocoagulador (tabla I).

Tabla I. Variables del sistema de EC

Número de placas	Tiempo de tratamiento (min)			
3	15	30	45	60
6	15	30	45	60
13	15	30	45	60

Fuente: elaboración propia.

Evaluación de las variables del ARLC durante el tratamiento de EC

El agua residual fue sometida al tratamiento de electrocoagulación (EC) durante 60 minutos. A cada 15 minutos se analizaron los parámetros, DQO_{total}, DQO_{soluble}, turbiedad, CE, G y A, pH, temperatura y corriente, con el fin de evaluar el comportamiento de estos parámetros durante el tiempo de tratamiento (tabla I). Los análisis fueron realizados en triplicado con el fin de disminuir la incertidumbre de los valores medios de los parámetros. En cuanto a los valores de corriente en los ensayos de EC, estos fueron obtenidos por medio de una fuente de voltaje DC de corriente variable de 360 W. Así, se estableció un voltaje constante de 12 V DC y la corriente (amperaje) era un parámetro variable, dependiente de las condiciones del agua y de las reacciones químicas que surgen durante el tratamiento.

Diseño experimental

Para la evaluación del experimento se utilizó un diseño completamente al azar (DCA) en análisis factorial, considerando dos factores. Mediante el diseño se evaluaron las interrelaciones de las características de las ARLC durante el tratamiento de EC (variables respuestas) con las variables de operación del electrocoagulador, asumiendo como factor A el número de placas de cada experimento del electrocoagulador, y como factor B el tiempo de exposición del agua residual al tratamiento (tabla I). Posteriormente, modelos matemáticos de regresión múltiple fueron ajustados a las variables respuestas

en función del factor número de electrodos (A) y factor tiempo (B), con el objetivo de realizar gráficos de superficie que permitieran observar el comportamiento de todas las variables en estudio a lo largo del tratamiento y en función del número de electrodos. Todos los análisis estadísticos se realizaron con ayuda del software *Statistica7*.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Caracterización de las aguas residuales mixtas de lácteos y cárnicos

Los valores medios de los parámetros fisicoquímicos de las aguas residuales mixtas originadas de la industria de lácteos y cárnicos (ARLC) y su desviación estándar son presentados en la tabla II.

Tabla II. Caracterización del afluente de las ARLC previo al tratamiento

Parámetros	Unidades	Media
DQO _{total}	(mg L ⁻¹)	8640 ± 9,50
DQO _{soluble}	(mg L ⁻¹)	5670 ± 8,00
Turbiedad	(NTU)	600,6 ± 6,28
CE	(μ S cm ⁻¹)	2112 ± 4,98
G y A	(mg L ⁻¹)	800 ± 6,00
pH	-	6,75 ± 0,40
Temperatura	(°C)	27 ± 0,08
Corriente	(A)	7,38 ± 0,03

CE: conductividad eléctrica; G y A: grasas y aceites.

Fuente: elaboración propia.

Los resultados fueron comparados con los valores medios de aguas residuales brutas de industrias lácteas y cárnicas reportadas en el estudio de ([Reilly et al., 2019](#)), quienes compilaron resultados de diferentes investigaciones sobre las características de aguas residuales asociadas a ese tipo de actividades, previas al tratamiento de electrocoagulación. Estos autores encontraron rangos de DQO_{total} de 1200 a 8960 mg L⁻¹,

conductividades eléctricas de 1810 a 9000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, pH de 2 a 10, G y A de 110 a 853 mg L⁻¹ y turbiedad de 31 a 6978 NTU. Resultados semejantes se obtuvieron en el presente estudio con aguas residuales procedentes de las ARLC.

Los mayores valores de carga orgánica encontrados en las ARLC de este estudio (altas concentraciones de DQO_{total} y DQO_{sólida}) son debido a la mayor presencia de material en suspensión, sustancias diluidas y carga orgánica, provenientes de todos los procesos de operación y limpieza de las industrias mixtas de lácteos y cárnicos, que comúnmente son evaluados por separado en otros estudios.

Efectos individuales y de interacción de las características de las ARLC durante la electrocoagulación

El método de análisis de regresión múltiple fue usado para evaluar los resultados del experimento DCA en diseño factorial (2 factores). Así, ecuaciones polinomiales de segundo orden fueron utilizadas para expresar las relaciones empíricas entre las variables respuesta (parámetros fisicoquímicos) e independientes (tiempo y número de electrodos). El modelo empírico final desarrollado para estimar el desempeño de la DQO_{total} a lo largo del tratamiento es presentado en la ecuación (3):

$$\begin{aligned} DQO_{total}(\text{mg l}^{-1}) = & 12867,95 - 101,79T + 0,62T^2 \\ & - 1493,01N + 80,61N^2 - 3,71TN \end{aligned} \quad (3)$$

Donde, T es el tiempo en minutos y N corresponde al número de electrodos. Los términos positivos indican ese mismo efecto en la DQO total, mientras que los términos negativos indican que el parámetro tiene un efecto negativo. En la figura 3 se ilustra el comportamiento de la DQO_{total} a través del tratamiento de EC. Así, el sistema de EC indica que, a medida que el tiempo de tratamiento y el número de electrodos son aumentados, se obtiene una reducción de la concentración de la carga orgánica de las ARLC referente a la reducción de la DQO_{total}.

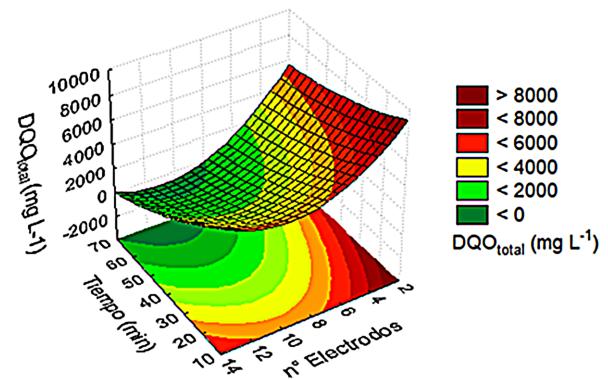


Figura 3. Superficie de respuesta del comportamiento de la DQO_{total} en función del tiempo de tratamiento y número de electrodos

Fuente: elaboración propia.

Los resultados de este estudio mostraron reducciones máximas de DQO_{total} del 96 % para la configuración de 13 electrodos a 12 V DC, un tiempo de 60 min de operación del reactor y un volumen de 12 litros de ARLC (figura 3). (Pinedo, Paternina y Marrugo, 2015) obtuvieron resultados contrarios, con menor eficiencia de remoción máxima de DQO_{total}, variando entre 92 % a 94 %. Cabe resaltar que estos autores utilizaron menor número de electrodos (n = 3), un tiempo de operación del reactor menor con 30 min, un voltaje cuatro veces mayor (50 V) y un volumen de 5 L de agua residual de industria láctea. Así, se demostró que el sistema del electrocoagulador utilizado en esta investigación con la configuración del número de 13 electrodos y el tiempo de tratamiento de 60 min podría ser más eficientes en costos de operación para el tratamiento de las ARLC.

Las relaciones entre los valores estimados de DQO_{total} a partir del modelo de la ecuación (3) y los valores observados fueron muy próximos a una correlación lineal significativa con coeficiente de determinación R² = 0,97 (figura 5), lo cual indicó que aproximadamente 97 % de la varianza experimental puede ser explicada por la ecuación de segundo orden ajustada, como se presenta en las figuras 3 y 4.

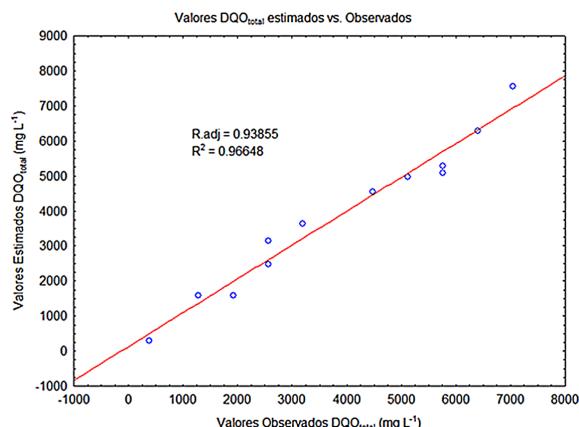


Figura 4. Valores observados vs. valores estimados de DQO_{total}

Fuente: elaboración propia.

Las relaciones de los otros parámetros analizados en las ARLC durante el tratamiento de electrocoagulación con los parámetros de operación del electrocoagulador se presentan en la tabla III.

Tabla III. Desempeño de los modelos empíricos para estimar las variables de las ARLC durante el proceso de EC

Variable	Regresiones	R ²
DQO _{soluble}	9287-90,63T+0,33T ² -895,18N+38,25N ² +0,47TN	0,92
CE	2452,50-8,13T+0,03T ² -94,50N+4,85N ² +1,40TN	0,98
pH	5,95+0,02T+0,0004T ² +0,04N+0,04N ² -0,003TN	0,99
Turbiedad	961,93-9,13T+0,03T ² -102,82N+4,20N ² +0,14TN	0,94

Fuente: elaboración propia.

En los modelos de regresión para estimación de la DQO_{total} y turbiedad, solamente los términos lineales y cuadráticos de N tuvieron efecto significativo en las concentraciones (*p*-valor <0,05) (tabla III). Con relación a la DQO_{soluble}, solamente el término lineal de N presentó efecto significativo en el modelo (*p*-valor <0,05). El modelo de CE mostró que tanto los términos lineales y cuadráticos de N como las interacciones entre T y N tienen efecto significativo en la estimación de la CE. Finalmente, los términos cuadráticos de N y la interacción entre T y N son los factores que tienen efecto en el pH.

Durante la operación del electrocoagulador, se observó que la DQO_{soluble} tuvo el mismo comportamiento de la DQO_{total} durante el tratamiento de las ARLC, obteniéndose una reducción del 95 % para un mayor número de electrodos (13) y un tiempo de 60 min. (Ates, Ozay y Dizge, 2017) reportaron en su estudio una eficiencia del 81 % en la reducción de la DQO_{soluble} durante el tratamiento de 0,8 L de agua residual de industria láctica, mediante el proceso de electrocoagulación, utilizando 2 electrodos de hierro y 60 min de tratamiento. La alta eficiencia obtenida con un número menor de electrodos en el estudio de (Ates, Ozay y Dizge, 2017), se debe a las dimensiones del reactor utilizado, el cual fue diseñado para tratar 0,8 L, mientras que en esta investigación fue de 12 L, lo que requiere de un mayor número de electrodos y tiempo de tratamiento para la remoción de DQO_{soluble}. En la tabla III, se presenta la ecuación para estimar las concentraciones de DQO_{soluble} en función del número de electrodos y tiempo de tratamiento, exclusiva para las ARLC de esta investigación, ecuación que presentó un ajuste de R² = 0,92, lo que confirma una alta precisión del modelo empírico de la DQO_{soluble}.

Al inicio de la operación del electrocoagulador, el parámetro de voltaje utilizado en este estudio fue constante con 12 V, mientras que la corriente fue un parámetro variable, debido a que la corriente en este experimento se dio por la relación entre el voltaje y la resistencia eléctrica que imponía el agua residual a medida que aumentaba su volumen. Además, durante el funcionamiento del electrocoagulador, la corriente tuvo la tendencia de aumentar desde el inicio hasta el final de cada ensayo (figura 5).

El comportamiento del aumento de la conductividad eléctrica (CE) y la corriente se atribuyen a las sales de hierro (hidróxidos de hierro) que pueden generarse durante el tratamiento de las ARLC mediante el proceso de EC. (Chen, 2004) describe que la generación de hidróxidos de hierro (ferroso y férrico), se da cuando los electrodos de hierro se oxidan durante la fase de operación, por causa de las reacciones químicas que ocurren entre

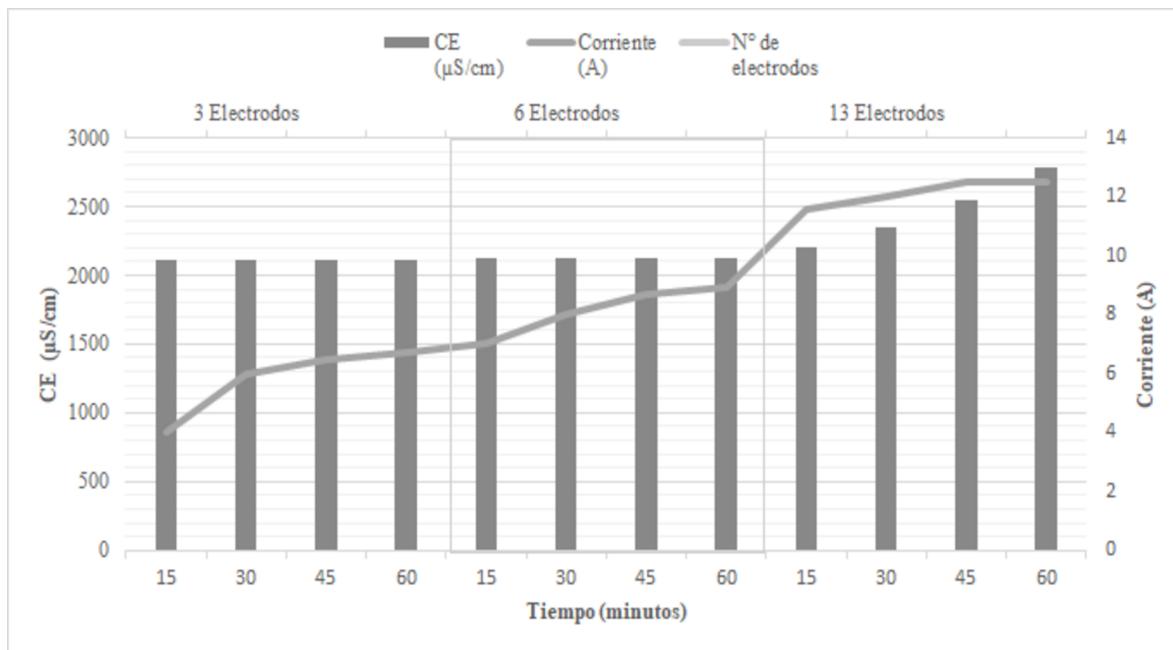


Figura 5. Distribución absoluta de la conductividad (CE) y corriente eléctrica en función del tiempo de tratamiento y número de electrodos mediante electrocoagulación

Fuente: elaboración propia.

el agua residual y los electrodos (ánodo y cátodo). Esas reacciones son descritas por (Kabarty, 2017), en las ecuaciones Redox que se recopilan en la figura 6.

Ánodo:	$Fe \rightarrow Fe^{2+} + 2e^-$
Cátodo:	$2OH^- + 2e^- \rightarrow H_2 + 2OH^-$
En general:	$Fe + 2OH^- \rightarrow H_2 + Fe(OH)_2$
O	
Ánodo:	$Fe \rightarrow Fe^{3+} + 3e^-$
Cátodo:	$3OH^- + 3e^- \rightarrow 1.5H_2 + 3OH^-$
En general:	$Fe + 3OH^- \rightarrow 1.5H_2 + Fe(OH)_3$

Figura 6. Ecuaciones de reacciones químicas durante el proceso de formación de sales de hierro. Fuente: (Kabarty, 2017).

Estas series de reacciones permiten inducir que, durante la EC, pueden formarse sales mediante la reacción del Fe^{3+} y Fe^{2+} con diversos componentes del agua residual; lo que configura una variedad de sales metálicas que ocasionan el aumento de la CE de las ARLC durante el tratamiento y,

consecuentemente, ocasiona incrementos graduales de la corriente eléctrica hasta alcanzar 11,6 A, como se expresa en la figura 5.

El pH durante la electrocoagulación tuvo la tendencia de aumentar con una relación directamente proporcional al número de electrodos y tiempo de tratamiento. El pH al inicio del proceso fue en promedio de 7,46 y aumentó a 12,63. Esta tendencia es esperada durante los procesos electroquímicos, una vez que los electrodos de hierro utilizados en el electrocoagulador e inmersos en el agua residual pueden contribuir a la formación de sales ($Fe(OH)_3$), que aumentan el pH del medio. (Pinedo, Paternina y Marrugo, 2015)

Para el parámetro de turbiedad, el coeficiente de determinación calculado fue de $R^2=0,94$. Este valor indicó que aproximadamente 94 % de la varianza puede ser explicada por el modelo de segundo orden ajustado (tabla III). Así, la EC permitió una máxima eficiencia de remoción de turbiedad (94 %) en las ARLC para una configuración de 13 electrodos y 60 minutos de tratamiento. La reducción de la turbie-

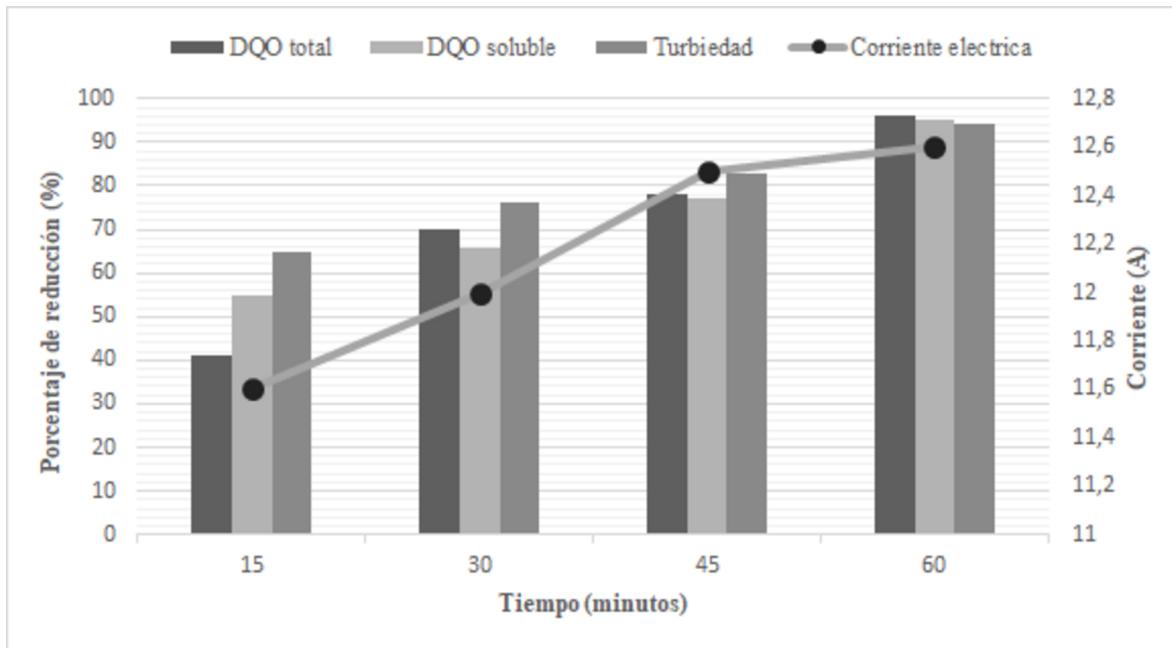


Figura 7. Porcentaje de reducción de DQO_{total} , $DQO_{soluble}$ y turbiedad en función a la variación de la corriente eléctrica mediante electrocoagulación

Fuente: elaboración propia.

dad está relacionada a la disminución de la carga orgánica de las ARLC durante el tratamiento de EC, la cual es expresada por las concentraciones de DQ_{total} y $DQO_{soluble}$. (Geraldino *et al.*, 2015), al evaluaron la eficiencia de un electrocoagulador tipo bach con 2 electrodos de hierro y 60 minutos de tratamiento para un volumen no mayor a un litro, obtuvieron una reducción de la turbiedad del 99% en agua residual de origen láctea. Estos resultados son semejantes al presente estudio a pesar de utilizar una configuración distinta en volumen y cantidad de electrodos.

El comportamiento de la corriente eléctrica en relación con los parámetros fisicoquímicos durante el proceso de tratamiento en el electrocoagulador puede ser apreciado en la figura 7. Se observa que el aumento de la corriente ocasiona la reducción de DQO_{total} , $DQO_{soluble}$ y turbiedad. Resultados semejantes fueron encontrados por (Elazzouzi, Haboubi y Elyoubi (2017)) y (Yang *et al.*, 2015), los cuales afirman que el aumento de la densidad de corriente incrementa el porcentaje de la remoción de

DQO_{total} en la unidad de EC.

CONCLUSIONES

El tratamiento de las aguas residuales mixtas de industrias de lácteos y cárnicos (ARLC) mediante la técnica de electrocoagulación permitió la reducción de la DQO_{total} , $DQO_{soluble}$ y turbiedad de las ARLC, con eficiencias de remoción de 96%, 95% y 94%, respectivamente. Contrariamente, la electrocoagulación aumentó los valores de conductividad eléctrica, corriente y pH, obteniéndose valores medios finales de $2,785 \mu\text{S cm}^{-1}$, 11,6 A y 12,63, respectivamente.

El sistema de electrocoagulación con una configuración de 13 electrodos y un tiempo de tratamiento de 60 minutos se muestra como una alternativa para el tratamiento de las ARLC, siendo eficiente para la remoción de la carga orgánica y elementos contaminantes. Esta configuración obtuvo mejor eficiencia en relación con otros estudios que

utilizaron mayores voltajes y número de electrodos.

Finalmente, se recomienda que se realicen más estudios sobre la eficiencia del proceso de electrocoagulación para el tratamiento de las ARLC, en los cuales se investigue la influencia de diferentes configuraciones de voltaje, control del pH, tiempos de retención hidráulica, materiales de electrodos, y tipos o tamaños de reactores, sobre las características fisicoquímicas y microbiológicas de las ARLC

REFERENCIAS

- [Ates, Ozay y Dizge, 2017] Ates, H., Ozay, Y. y Dizge, N. (2017). Treatment of dairy industry cleaning-in-place wastewater by electrocoagulation supported with immersed membrane process. *Clean-Soil, Air, Water*, 45, 1-9. <https://doi.org/10.1002/clen.201600654> ↑Ver página 34
- [Bustillo-Lecompte y Mehrvar, 2015] Bustillo-Lecompte, C. F. y Mehrvar, M. (2015). Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: a review on trends and advances. *Journal of Environmental Management*, 161, 287-302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.008> ↑Ver página 28
- [Carrera y Suárez, 2019a] Carrera, J. y Suárez, M. (2019a). Aguas residuales industriales en Iberoamérica. En C. Edgardo, *Industria láctea* (pp. 62-82). Montevideo, Uruguay: Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. ↑Ver página 28
- [Carrera y Suárez, 2019b] Carrera, J. y Suárez, M. (2019b). Aguas residuales industriales en Iberoamérica. En C. Etchebehere, *Industria cárnicavacuna* (pp. 27-41). Montevideo: Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. ↑Ver página 29
- [Chen, 2004] Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology Research*, 38(1), 11-41 ↑Ver página 34
- [Comninellis y Chen, 2010] Comninellis, C. y Chen, G. (2010). *Electrochemistry for the environment*. Nueva York: Springer. ↑Ver página 29
- [Elazzouzi, Haboubi y Elyoubi (2017)] Elazzouzi, M., Haboubi, K. y Elyoubi, M. (2017). Electrocoagulation flocculation as a low- cost process for pollutants removal from urban wastewater. *Chemical Engineering Research and Design*, 117, 614-626. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2016.11.011> ↑Ver página 36
- [Gamarra, 2018] Gamarra, J. (2018). *Evaluación del impacto ambiental del lactosuero generado en la línea de producción de quesos de la planta de lácteos Huacariz alternativas de mitigaciónCajamarca – Perú – 2016*. [Tesis doctoral]. Universidad Nacional de Cajamarca, Cajamarca. <https://doi.org/10.36955/riulcb.2020v7n2.008> ↑Ver página 29
- [Garcia-Ubaque, García-Ubaque y Plaza-Solórzano, 2016] García-Ubaque, C. A., García-Vaca, M. C. y Plaza-Solórzano, J. S. (2016). *Estudio exploratorio del tratamiento de agua de lavado de tintas por método de electrocoagulación/electroflotación*. Tecnura, 20(47), 107-118. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.tecnura.2016.1.a09> ↑Ver página 31
- [García et al., 2017] García, S., Maesia, M., Vieirade, J. y Martínez, C. A. (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. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2017.07.047> ↑Ver página 29
- [Geraldino et al., 2015] Geraldino, H. C. L., Simionato, J. I., Freitas, T. K. F. S. F., García, J. C., Carvalho Júnior, O. y Correr, C. J. (2015). Efficiency and operating cost of electrocoagulation system applied to the treatment of dairy industry wastewater. *Acta Scientiarum*, 37(3), 401- 408. <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v37i3.26452> ↑Ver página 36

[ideam, 2007] Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam) (2007). *Instructivo para la toma de muestras de aguas residuales*. Bogotá: Grupo Laboratorio de Calidad Ambiental. ↑Ver página 29

[Kabarty, 2017] Kabarty, S. A. (2017). Electrocoagulation (with iron electrodes) as a pre-treatment part of brackish groundwater desalination. *System International Journal of Academic Scientific*, 5(1), 105-117. ↑Ver página 35

[López y Harnisth, 2016] López, P. y Harnisth, A. (2016). Electrocoagulación de aguas residuales de la industria láctea. *Enfoque UTE*, 7(1), 13-21. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v7n1.84> ↑Ver página 31

[Muñoz y Sánchez, 2018] Muñoz, S. y Sánchez, R. (2018). El agua en la industria alimentaria. *Revista Científica - Sociedad Española de Hidrología Médica*, 33(2), 157-171. <https://doi.org/10.23853/bsehm.2018.0571> ↑Ver página 28

[Pinedo, Paternina y Marrugo, 2015] Pinedo, J., Paternina, R., Marrugo, J. (2015). Treatment of meat industry wastewater using electrochemical treatment method. *Portugaliae Electrochimica Acta*, 33(4), 223-320. <https://doi.org/10.4152/pea.201504223> ↑Ver página 28, 33, 35

[Pinedo, Paternina y Marrugo, 2016] Pinedo, J., Paternina, R., Marrugo, J. (2016). Alternative electrocoagulation for livestock wastewater treatment. *Portugaliae Electrochimica Acta*, 34(4), 277-285. <https://doi.org/10.4152/pea.201604277> ↑Ver página

[Reilly *et al.*, 2019] Reilly, M., Cooley, A. P., Tito, D., Tassou, S. A., Theodorou, M. K. (2019). Electrocoagulation treatment of dairy processing and slaughterhouse wastewater. *Energy Procedia*, 161, 343-351. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.02.106> ↑Ver página 28, 32

[Rice, Baird e Eaton, 2012] Rice, E. W., Baird, R. B. e Eaton, A. D. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washimngton D. C., EE. UU.: American Public

Health Association, American Water Works Association. ↑Ver página 30

[Rodríguez-Miranda, García-Ubaque y Pardo-Pinzón , 2015] Rodríguez-Miranda, J. P., García-Ubaque, C. A. y Pardo-Pinzón, J. (2015). Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales. *Tecnura*, 19(46), 149-164. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.tecnura.2015.4.a12> ↑Ver página 29

[Rodríguez, Mañunga y Cárdenas, 2012]

Rodríguez, J., Mañunga, T. y Cárdenas, C. (2012). Influencia de las fracciones de materia orgánica sobre el desempeño de un sistema de tratamiento de agua residual de una industria papelera. *UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 15(2), 447-455. <https://doi.org/10.31910/rudca.v15.n2.2012.846> ↑Ver página

[Saleem, Bukhari, y Akram, 2011] Saleem, M., Bukhari, A. y Akram, M. (2011). Electrocoagulation for the treatment of wastewater for reuse in irrigation and plantation. *Journal of Basic and Applied Sciences*, 7(1), 11-20. ↑Ver página 31

[Santamaría, Calvache, Santamaría y Zamora, 2015] Santamaría F., E., Calvache, F. Á., Santamaría, E. y Zamora, M. (2015). Caracterización de los parámetros de calidad del agua para disminuir la contaminación durante el procesamiento de lácteos. *Agroindustrial Science*, 5(1), 13-26. <https://doi.org/10.17268/agroind.science.2015.01.02> ↑Ver página 29

[Thirugnanasambandham, Sivakumar, y Prakash, 2013] Thirugnanasambandham, K., Sivakumar, V. y Prakash, J. (2013). Optimization of electrocoagulation process to treat biologically pretreated bagasse effluent. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 79(5), 613-626. <https://doi.org/10.2298/jsc130408074t> ↑Ver página 31

[Thirugnanasambandham, Sivakumar, y Prakash, 2014] Thirugnanasambandham, K., Sivakumar, V. y Prakash, J. (2014). Optimization of

electrocoagulation process to treat grey wastewater in batch mode using response surface methodology. *Journal of Environmental Health Sciences & Engineering*, 12(1), 29. <https://doi.org/10.1186/2052-336x-12-29>

↑Ver página 31

[Vepsäläinen y Sillanpää, 2020] Vepsäläinen, M. y Sillanpää, M. (2020). Chapter 1 - Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters. En M. Sillanpää (ed.), *Advanced Water Treatment: Electrochemical Methods* (pp. 1-78). Ámsterdam, Países Bajos:

Elsevier. DOI: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-819227-6.00001-2> ↑Ver página 29

[Yang et al., 2015] Yang, Z.-H., Xu, H.-Y., Zeng, G.-M., Luo, Y.-L., Yang, X., Huang, J., Wang, L.-K. y Canción, P.-P. (2015). The behavior of dissolution/passivation and the transformation of passive films during electrocoagulation: influences of initial pH, Cr(VI) concentration, and alternating pulsed current. *Electrochimica Acta*, 153, 149-158. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2014.11.183> ↑Ver página 36

