



Treatment of Effluents from the Wool Washing Process in a Textile Industry Through Electrocoagulation

Ofelia Guillén-Zevallos, Amanda Maldonado-Farfán,
Tania Quispe-Carrizales, Virginia Pérez-Murillo, Juan Lopa-Bolívar
and Uriel Fernández-Bernaola

EasyChair preprints are intended for rapid dissemination of research results and are integrated with the rest of EasyChair.

June 15, 2021

Tratamiento de Efluentes del Proceso de Lavado de Lana en una Industria Textil mediante Electrocoagulación

M.O. Guillén-Zevallos, MSc¹, A.R. Maldonado-Farfán, Dr², T.M. Quispe-Carrizales, Br¹, V. Pérez-Murillo, Dr¹, J.A. Lopa-Bolívar, Dr¹ and U.R. Fernández-Bernaola, MSc²

¹Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, Perú, mguillenz@unsa.edu.pe, tquispeca@unsa.edu.pe, vperez@unsa.edu.pe, jlopab@unsa.edu.pe

²Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco, Instituto de Investigación Universidad y Región (IIUR), Perú, amanda.maldonado@unsaac.edu.pe, uriel.fernandez@unsaac.edu.pe

Resumen– Las aguas residuales provenientes de la industria textil son muy peligrosas para el ambiente y la salud humana. Se investigó la remoción de materia oxidable del agua residual proveniente del lavado de lana de una industria textil, mediante electrocoagulación discontinua (ECD), para el cumplimiento de las normas establecidas. El agua residual se caracterizó fisicoquímicamente antes y después del tratamiento. La ECD se realizó en una celda de vidrio templado de 28 L de capacidad, con 20 electrodos de hierro, donde se determinó el tiempo adecuado de tratamiento y se estudiaron el efecto de las variables operativas potencial eléctrico (4, 5 y 6 V) y distancia entre electrodos (2, 4 y 6 cm.) sobre % Demanda Química de Oxígeno eliminada (DQO_e); aplicando un diseño factorial 3². Los resultados indicaron que las variables estudiadas presentaron efecto significativo sobre DQO_e y revelaron mayor remoción de materia oxidable (91.43 %) a condiciones de 5 V, 2 cm de separación entre electrodos y 30 minutos de tiempo de residencia. Se determinó el modelo matemático que relaciona las variables en estudio ($R^2= 99.77\%$ y $R^2_{ajustado}=99.38\%$). Se concluye que el proceso de electrocoagulación constituye una alternativa eficiente para el tratamiento de aguas residuales provenientes de la industria textil.

Palabras Clave-- agua residual, DQO, electrocoagulación, potencial eléctrico, distancia entre electrodos.

Abstract– Wastewater from the textile industry is very dangerous for the environment and human health. The removal of oxidizable matter from residual water from wool washing of a textile industry was investigated by discontinuous electrocoagulation (ECD), to comply with the established standards. The wastewater was characterized physicochemically before and after the treatment. The ECD was carried out in a 28 L capacity tempered glass cell, with 20 iron electrodes, where the appropriate treatment time was determined and the effect of the operating variables electric potential (4, 5 and 6 V) and distance between electrodes (2, 4 and 6 cm.) on % Chemical Oxygen Demand eliminated (COD); applying a 3² factorial design. The results indicated that the studied variables had a significant effect on COD and revealed greater removal of oxidizable matter (91.43%) at 5 V conditions, 2 cm of separation between electrodes and 30 minutes of residence time. The mathematical model that relates the variables under study was determined ($R^2 = 99.77\%$ and $R^2_{adjusted} = 99.38\%$). It is concluded that the electrocoagulation process constitutes an efficient alternative for the treatment of wastewater from the textile industry.

Key Words - waste water, COD, electrocoagulation, electrical potential, distance between electrodes

I. INTRODUCCIÓN

La lana es una de las materias primas más apreciadas dentro de la industria textil, pero debido a su origen y características pasa por una serie de procesos como el de lavado-desengrasado y acabado antes de que pueda ser utilizada en los tejidos. Muchos de estos procesos se realizan en húmedo y generan efluentes que son vertidos al medio acuático afectando sus características fisicoquímicas, así como a los organismos que en él habitan.

Para el tratamiento de estas aguas es necesario conocer los límites de descarga en los efluentes, que pueden variar según la legislación de cada país. Los parámetros más importantes a considerar en general son: demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos (SS), salinidad (cloruros o sulfatos), color, detergentes y aceites [1].

Las altas concentraciones de materia orgánica en efluentes que son descargados directamente a los sistemas hídricos, pueden provocar la pérdida de oxígeno, disminuyendo la disponibilidad para los organismos que allí habitan [2].

En los efluentes industriales, la demanda química de oxígeno (DQO), mide el requerimiento necesario de oxígeno de forma más eficaz que la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), por cuanto estas aguas contienen generalmente tóxicos u otras sustancias inhibitorias [3].

Los tratamientos físico-químicos más utilizados para remover la materia orgánica de efluentes industriales son biológicos y fisicoquímicos; dentro de estos últimos están la adsorción, intercambio iónico, precipitación química, oxidación química, ósmosis inversa y electrodiálisis [4]. Estos actualmente se combinan con la nanotecnología [5].

Estos tratamientos para su aplicación, deben ser evaluados desde el punto de vista ambiental, de eficiencia y los costos que involucran; existiendo el reto de desarrollar nuevas tecnologías que compitan técnica, económica y ambientalmente con las tradicionales [4].

La electrocoagulación, electro flotación y electro decantación, son consideradas tecnologías emergentes y competitivas frente a las tecnologías usuales. La electrocoagulación, se fundamenta en la aplicación de una corriente que provoca la generación de iones metálicos en el

ánodo e hidroxilos en el cátodo, que actúan como coagulantes y al unirse se desestabilizan y arrastran los contaminantes que se encuentran en solución por adsorción o precipitación [1].

Actualmente, la electrocoagulación (EC) se considera como un sistema de tratamiento eficiente y emergente, aunque su desarrollo data de principios del siglo pasado. El proceso se desarrolla en un reactor (celda electrolítica) conformado por dos electrodos, un ánodo y un cátodo, conectados a una fuente de poder [4].

El proceso de EC se desarrolla esencialmente en tres pasos: 1) formación del coagulante en el ánodo por oxidación electrolítica del metal. 2) Desestabilización de los contaminantes y emulsiones y 3) Producción de flóculos por agrupación de partículas de los contaminantes o adsorción en el flóculo de compuestos presentes en la solución [6].

Diferentes autores [7][8], coinciden en señalar que los factores que más influyen en la performance del proceso de electrocoagulación son: separación entre electrodos, intensidad de corriente, pH, tiempo de residencia, conductividad y material de los electrodos. Los electrodos más usados son de hierro, aluminio, cobre, acero o aleaciones de aluminio y magnesio. Considerando que en el proceso electrolítico los electrodos en forma de iones se trasladan hacia el agua en tratamiento, para desestabilizar a los coloides, estos son electrodos de sacrificio [9].

Por tanto, para la aplicación del proceso de electrocoagulación como alternativa de tratamiento de efluentes con cargas orgánicas importantes, requiere considerar el diseño de la celda electrolítica, la selección correcta de los electrodos y las condiciones de operación.

Para cada caso en particular, se requiere de un estudio y análisis de los factores que intervienen en el proceso de EC, considerando que algunos de estos tienen mayor influencia sobre el proceso.

En esta investigación, se estudió el efecto del potencial eléctrico y distancia de electrodos en la remoción de materia oxidable, de los efluentes de lavado de lana de una industria textil, mediante el proceso de electrocoagulación discontinuo (ECD) con electrodos de hierro.

II. MATERIALES Y METODOS

A. Agua residual de la industria textil

Se tomaron muestras puntuales de la matriz del efluente del lavado de lana de una industria textil, de acuerdo a lo dispuesto en la Norma Técnica Peruana NTP 214.060.2016 (Protocolo de muestreo de aguas residuales no domésticas que se descargan en la red de alcantarillado), ubicada en el Parque Industrial del Departamento de Arequipa – Perú, las que fueron preservadas a 4°C y analizadas, acorde a los métodos estandarizados [10]. Se midieron y registraron los siguientes parámetros que establece el Reglamento de Valores Máximos Admisibles (VMA) para las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario [11]: Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), aceites

y grasas (A y G), potencial hidrógeno (pH), sólidos sedimentables (SS) y temperatura (T).

B. Equipos y reactivos

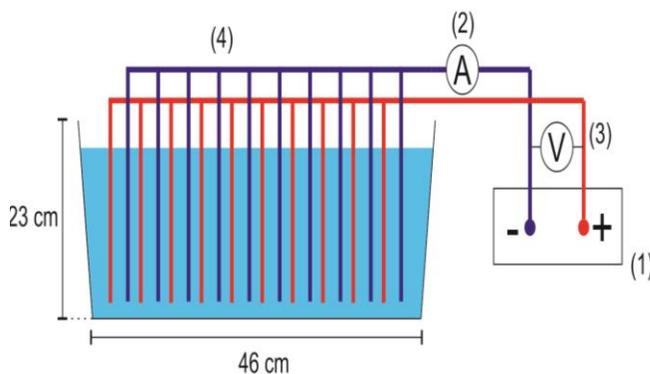
Equipos: destilador de agua (Boeco-WS 8000, Alemania), equipo multiparamétrico de mesa (Wtw multi 9630 Ids, Alemania), reactor DQO (TR 320, MERCK, Alemania), espectrofotómetro (UV visible Gold spectrumlad 53, Mc WZ 00000208, China), turbidímetro portátil (Velp TB 1, Italia), balanza analítica (JA603, China).

Reactivos: Dicromato de potasio $K_2Cr_2O_7$ p.a. (JT Baker, Canadá), Sulfato de mercurio $HgSO_4$ p.a. (JT Baker, Canadá), Sulfato de plata $AgSO_4$ p.a. (FISHER Chemical, China), Ácido sulfúrico al 98% p.a. (MERCK, Alemania), Ftalato acido de potasio $HOOC-C_6H_4-COOK$ p.a. (JT Baker, Canadá).

C. Montaje experimental

En los experimentos de ECD se usó una celda de laboratorio de 0.46 m x 0.36 m x 0.23 m hecha de vidrio templado para un sistema discontinuo, con una capacidad total de 38 L. Como electrodos se usaron 20 láminas de hierro comercial (10 ánodos y 10 cátodos), de 20 cm x 20 cm x 20 cm, con un área total de 0.04 m² y área activa 0.0384 m².

La intensidad de corriente y el potencial eléctrico se suministraron mediante una fuente de poder (120A/ 0 - 90 V) de voltaje variable, que se conectó a los electrodos mediante cables (2/0 AWG), tornillos y varillas. La Fig. 1 muestra la celda de ECD.



(1) Fuente de poder (2) Amperímetro (3) Voltímetro (4) electrodos

Fig. 1 Celda de electrocoagulación

D. Procedimiento experimental

El pretratamiento de la muestra consistió en la separación de sólidos gruesos, mediante decantación y retiro de grasas suspendidas. Los electrodos se prepararon antes de cada tratamiento, mediante lijado, lavado con HCl al 5%, enjuague con agua destilada y posterior secado [10]. Se instalaron en arreglo monopolar a una distancia inicial de 2 cm y se conectaron a la fuente de poder. En cada experimento se trataron 28.5 L de la muestra, previa homogenización con un agitador tipo mariposa por un espacio de 10 minutos.

Los experimentos se desarrollaron a pH y conductividad iniciales de la muestra (7.01 y 5.86 mS/cm) y a temperatura ambiente [8].

Al final de cada experimento la muestra tratada se filtró usando un papel filtro Whatman N°42 y se tomaron muestras (10 ml) que fueron analizadas en su contenido de DQO, mediante el método colorimétrico a reflujo cerrado [12].

La eficiencia de remoción de materia oxidable [13] presente en la muestra en estudio, como % de DQO eliminado (DQOe) se calculó conforme a (1).

$$DQOe = \left(\frac{DQO_i - DQO_f}{DQO_i} \right) \times 100 \quad (1)$$

Donde: DQO_i y DQO son las concentraciones de materia orgánica oxidable (mgO₂/L) inicial y final, respectivamente. El tiempo de residencia adecuado se determinó, sometiendo las muestras a procesos de ECD, a diferentes potenciales eléctricos (3, 4, 5 y 6), con una distancia entre electrodos de 2 cm y por un tiempo de 100 min. Se tomó la primera muestra a los 5 minutos y las siguientes cada 10 minutos. Cada experimento se realizó por triplicado efectuándose 12 experimentos y 132 muestras analizadas. Se investigó el efecto de las variables operativas: potencial eléctrico (V) y distancia entre electrodos (D) sobre DQOe [14], al tiempo de residencia, determinado en la experiencia anterior.

E. Diseño experimental

Se utilizó un diseño de experimentos factorial 3², completamente aleatorizado, que consideró dos factores (variables) y tres niveles para cada factor [15]. Los factores de entrada fueron el potencial eléctrico (4, 5 y 6 V) y la distancia entre electrodos (2, 4 y 6 cm), mientras que el de respuesta DQOe. Se realizaron 27 experimentos considerando dos réplicas sobre la misma muestra. Los datos experimentales obtenidos se ajustaron a un modelo matemático que relacionó los factores de entrada y de respuesta y mediante los coeficientes de determinación (R² y R²ajustado), se determinó la calidad del modelo y la validez del ajuste [16].

A través de la prueba estadística ANOVA (análisis de varianza) se evaluó la significancia de cada uno de los factores en estudio y sus interacciones, considerando, la prueba F de Fisher y el valor p (probabilidad) con un nivel de confianza del 95%. Mediante análisis de los datos se estableció el potencial eléctrico (V) y distancia de electrodos (D) que lograron mayor DQOe; constituyéndose en los parámetros del proceso.

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A. Caracterización del agua residual

Los resultados promedio de la caracterización de las muestras, se presenta en la Tabla I, donde se puede apreciar que los parámetros DBO, SST y DQO, exceden los valores

máximos admisibles, establecidos en la norma, en 23.8%, 21.6% y 40.79 % respectivamente.

TABLA I
CARACTERIZACION FISICOQUIMICA DE LA MUESTRA

Parámetro	Valor	VMA
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅), mg/L	619±0.5	500
Demanda Química de Oxígeno (DQO), mg/L	140.9±4.0	1000
Sólidos Suspendidos Totales (SST), mg/L	608±5.8	500
Aceites y Grasas (A y G), mg/L	51.9±0.2	100
Potencial Hidrógeno (pH)	7.65±0.1	6 a 9
Sólidos Suspendidos (SS), mL/L/h	3.0±0.3	8,5
Temperatura (T), °C	22.6±0.2	<35
Conductividad, mS/cm	4.51±0.4	----

B. Tiempo de residencia

De los resultados obtenidos para determinar el tiempo de residencia (Fig. 2), se encontró que a mayor tiempo se incrementa DQOe, hasta alcanzar un valor constante, debido a la precipitación de flóculos [17]. Esta misma variación fue observada por diferentes autores [18][19][20][21][22][23] en la remoción de contaminantes de aguas residuales como materia orgánica oxidable, turbidez, calcio, tinte catiónico, cromo (VI) y ciprofloxacino y se respalda en la Ley de Faraday que relaciona directamente la cantidad de coagulante producido, con el tiempo y la intensidad de corriente aplicada en el proceso de electrocoagulación [14].

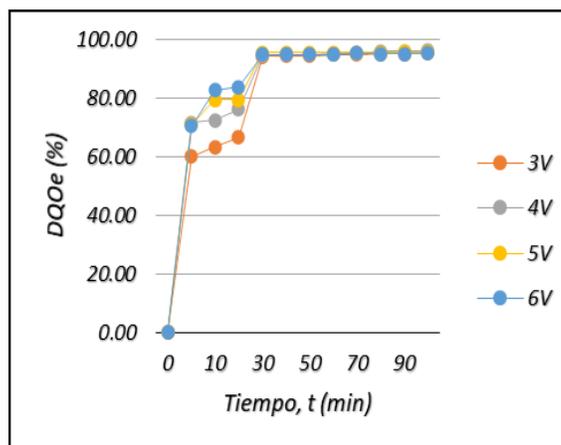


Fig. 2 DQOe en función del tiempo

En los primeros cinco minutos el proceso de eliminación de la materia orgánica oxidable fue muy rápido (hasta 67.5% en promedio), para todos los niveles de voltaje estudiados, que se sustenta en la oxidación anódica, donde en los primeros minutos se produce mayor cantidad del metal disuelto [24][25]; así como mayor cantidad de burbujas de hidrógeno

en el cátodo, que mejora la mezcla y la flotación [26]; sin embargo la remoción fue menor a 3V, comparado con los otros potenciales eléctricos (4, 5 y 6 V); aun cuando para todos los casos en este tiempo se lograron remociones que alcanzan un contenido de DQO que cumplen con la normatividad (VMA).

A partir de 5 y hasta los 30 minutos, se siguió incrementando DQOe, aunque de forma más lenta que en los primeros cinco minutos, probablemente debido a la disminución tanto del proceso de reducción catódica como de la formación de flóculos [10]; mostrando que a mayor potencial eléctrico la remoción es también mayor.

Sin embargo, desde los 30 y hasta los 100 minutos, DQOe permaneció prácticamente constante para los diferentes voltajes, indicando que el sistema alcanzó el equilibrio. A este respecto en [14] se menciona que es debido a que la concentración de iones y sus flóculos se hacen constantes, por la acumulación de óxido en la superficie del electrodo.

En este contexto, los resultados sugieren 30 minutos como tiempo de residencia, en el que se logró 95% DQOe, que coincide con lo reportado previamente por [16][24][26][27][17], quienes estudiaron la remoción de colorantes, materia oxidable y dureza respectivamente. Mayores tiempos de residencia influirían en el mayor consumo de energía y por ende en los costos operativos del tratamiento.

C. Parámetros y modelación

Los resultados experimentales, del estudio de la influencia del potencial eléctrico y separación entre electrodos en la remoción de materia oxidable (DQOe), se resumen en la Tabla II.

TABLA II
RESULTADOS DEL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN

N°	DQOi (mg/L)	Variables Independientes		Variables Dependientes	
		V (voltios)	D (cm)	DQO (mg/L)	DQOe (%)
1	1407,9 ± 4,0	4	2	120,67 ± 3,34	91,42
2	1407,9 ± 4,0	5	2	102,89 ± 1,92	92,69
3	1407,9 ± 4,0	6	2	105,11 ± 1,92	92,53
4	1407,9 ± 4,0	4	4	464,00 ± 3,33	67,04
5	1407,9 ± 4,0	5	4	405,11 ± 1,92	71,23
6	1407,9 ± 4,0	6	4	380,67 ± 3,34	72,96
7	1407,9 ± 4,0	4	6	538,44 ± 5,09	61,76
8	1407,9 ± 4,0	5	6	502,89 ± 1,92	64,28
9	1407,9 ± 4,0	6	6	462,89 ± 1,92	67,12

DQOi: Demanda Química de Oxígeno inicial; DQO: Demanda Química de Oxígeno final; DQOe: Demanda Química de Oxígeno eliminado

Puede observarse, que en los nueve experimentos se logró reducir el contenido de materia oxidable de 1407.9 a valores

entre 102.89 y 538.44 mg/L de DQO, valores que cumplen la normativa ambiental que establece como valor máximo admisible 1000 mg/L de DQO, lo que permite afirmar que el proceso de ECD a pH 7.65, tal como lo consideraron en [24][7][8] y conductividad (5.85 mS/cm) de la muestra fueron adecuados y permitieron la eliminación eficaz de la materia oxidable

Ha sido demostrado en estudios previos [28][10][29], que los parámetros V y D fueron de gran importancia en la remoción de DQOe.

Se puede apreciar en general que, a mayor potencial eléctrico entre los electrodos se alcanzó mayor eficiencia en la remoción. Esto concuerda con lo informado en las referencias [10][2][30][31][28][21]; quienes atribuyeron este comportamiento al aumento de la disolución de iones del ánodo (mayor oxidación anódica) y por ende incremento en la eficacia de la coagulación.

Sin embargo, esto no ocurrió cuando se trabajó con una distancia de electrodos de 2 cm, donde se verificó mayor DQOe a 5 voltios (92,69%) respecto a 6 voltios (92,53%). Posibles explicaciones serían que a mayor potencial eléctrico se presenta cierta competencia entre la oxidación del agua y la oxidación del ánodo, tal como se sustenta en [32] y pasivación de los electrodos de Fe, lo que limita la disolución del ánodo a una velocidad constante y mitigan la conducción de corriente entre los electrodos, según lo expresado en las referencias [17][33], hechos que pudieron incidir en la disminución de la remoción de la materia orgánica oxidable.

Por otro lado, en la Fig. 3, que muestra la superficie de respuesta estimada para DQOe, se observa que, a menor distancia entre los electrodos, aumenta considerablemente la eficiencia de remoción, concordando con lo reportado por varios investigadores; así [17][28], sustentan que a menor distancia y conforme transcurre la ECD, existe menor resistencia de transferencia de masa del ánodo, por la formación de hidróxido. Esto provoca mayor velocidad de transferencia de carga y de oxidación, lo que es confirmado por [16][13][34]. Por otro lado, en [25] mencionan que a menor distancia entre los electrodos aumenta la atracción electrostática de los contaminantes con los polímeros de hidroxilo. Este hecho se visualiza en la superficie de respuesta estimada para DQOe (Fig. 3).

La mayor eficiencia (92.69% de DQOe), se alcanzó en el experimento 2 a un potencial eléctrico de 5 voltios y una distancia entre electrodos de 2 cm, condiciones a las cuales se redujo la materia oxidable de 1409.7 a 102.89mg/L, en 30 minutos; constituyéndose en las mejores condiciones experimentales para la remoción de materia oxidable. Estos resultados superan a los reportados por [35][23] y concuerdan con [26][24] quienes investigaron la remoción de DQO en aguas residuales del procesamiento de olivo, pistacho, crianza de ganado y lavado de autos respectivamente. Esta diferencia puede deberse a las diferentes concentraciones iniciales de DQO; así, a mayores concentraciones iniciales se observa menores eficiencias de remoción, tal como se demostró en [14]. Una probable explicación sería que la cantidad de

flóculos formados no son suficientes para remover la alta carga de DQO.

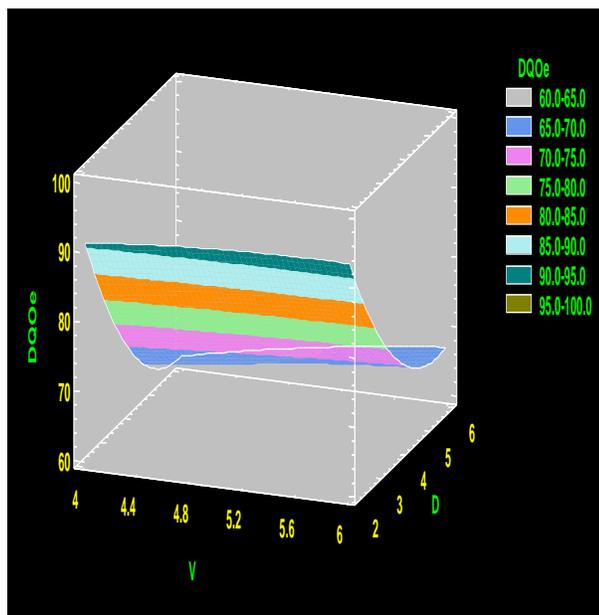


Fig. 3 Superficie de Respuesta estimada para DQOe

En comparación con otras tecnologías, se informan mayores remociones de DQOe mediante EC, respecto a la coagulación química con $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ en similares condiciones [36]; así como en procesos de oxidación Fenton y ozonización [37]. En contraposición, tratamientos con membranas, nano membranas [38] y nanopartículas ferromagnéticas en coagulantes están dando mejores resultados [5] y eliminan diversos contaminantes; sin embargo son de alto costo. El modelo matemático ajustado que relaciona las variables en estudio y predice el porcentaje de materia orgánica eliminada (DQOe) para diferentes valores de los factores estudiados es:

$$DQOe = 115.702 + 5.867 \cdot V - 25.403 \cdot D - 0.593 \cdot V^2 + 0.532 \cdot V \cdot D + 1.973 \cdot D^2 \quad (2)$$

Se puede considerar que el ajuste es válido ($R^2 = 99.77\%$ y R^2 ajustado = 99.38%) y la ecuación obtenida representa adecuadamente la relación cuantitativa entre las variables [16].

Estos efectos, según el estadístico R^2 , explican el 99.77% de la variabilidad observada. El valor del estadístico R^2 ajustado es muy parecido (99.38%), esto significa que los factores estudiados, junto con todas sus interacciones, son responsables o explican un alto porcentaje de la variabilidad observada en la variable de respuesta.

Los resultados del análisis de varianza (ANOVA), para determinar la significancia de cada uno de los factores en estudio y las interacciones de las variables independientes se muestran en la Tabla III.

Del análisis de la prueba ANOVA, el valor del F-Ratio de las variables V, D y D^2 son mayores que los F de la tabla y por tanto presentan un p-valor inferior a 0.05 indicando que son significativamente diferentes de cero al 95.0% de nivel de confianza, resultando que las dos variables influyen significativamente en DQOe. Estos resultados coinciden con lo reportado por [10], en el tratamiento de aguas residuales de refineras de aceite vegetal crudo real

TABLA III
SIGNIFICANCIA DE LAS VARIABLES INDEPENDIENTES

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón F	Valor-P
V	25.5441	1	25.5441	24.96	0.0154
B:D	1161.76	1	1161.76	1135.39	0.0001
V^2	0.704089	1	0.704089	0.69	0.4676
$V \cdot D$	4.5369	1	4.5369	4.43	0.1259
D^2	124.557	1	124.557	121.73	0.0016
Error total	3.06968	3	1.02323		
Total (corr.)	1320.17	8			

Sin embargo, la investigación [29] con aguas residuales de un laboratorio químico concluyeron, que la separación entre los electrodos influye significativamente, mientras el potencial eléctrico no es determinante en el proceso de electrocoagulación.

En la Tabla IV, que muestra comparativamente la caracterización fisicoquímica de la muestra tratada y no tratada, se puede apreciar que la muestra tratada cumple satisfactoriamente con la norma [11], es decir los valores de los parámetros exigidos, están muy por debajo de los valores máximos admisibles (VMA).

TABLA IV
CARACTERIZACION FISICOQUIMICA DEL AGUA TRATADA

Parámetro	Muestra sin tratar	Muestra tratada	VMA
DBO, mg/L	619 ± 0.5	88 ± 0.6	500
DQO, mg/L	1407.9 ± 4.0	102.89 ± 1.92	1000
SST, mg/L	608 ± 5.8	2.5 ± 6.2	500
A y G, mg/L	51.9 ± 0.2	7.8 ± 0.5	100
pH	7.65 ± 0.1	8.5 ± 0.2	6 a 9
SS, mL/L/h	3.0 ± 0.3	0.1 ± 0.2	8.5
T, °C	22.6 ± 0.2	22.4 ± 0.4	<35
Conductividad, mS/cm	4.51 ± 0.4	2.16 ± 0.2	----

Condiciones de operación: Potencial eléctrico: 5V; Distancia de electrodos: 2 cm; Tiempo de retención: 30 min; Electrodo: Fe

El costo del tratamiento terciario de ECD, considerando el gasto de energía, pérdida de electrodos, mantenimiento, costo operativo y manejo de lodos es de $0.25 \text{ \$/m}^3$. En comparación, este valor resulta 3.2 veces menor que lo reportado en [7]

correspondiente a un tratamiento de aguas residuales de textiles mediante coagulación química.

IV. CONCLUSIONES

Los resultados han demostrado que el proceso de electrocoagulación discontinua, usando electrodos de Fe de bajo costo, es eficiente en la remoción de materia oxidable de efluentes de aguas residuales de lavado de lana y permite el cumplimiento de las normas establecidas; por tanto, su potencial reuso o disposición en el alcantarillado público. Asimismo, se ha evidenciado la influencia directa del potencial eléctrico e indirecta de la distancia entre electrodos; lográndose mayor porcentaje de remoción de materia orgánica (91.43 %) a 5V y una distancia de electrodos de 2 cm. Por tanto, este proceso constituye una alternativa de gestión sostenible del agua y coadyuva a la solución de una problemática latente en la industria de la Región.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa – Perú (UNSA INVESTIGA), por el financiamiento del proyecto (N°E041-2016-02) que permitió el logro de los objetivos planteados.

REFERENCIAS

[1] T. Robinson, G. Mc Mullan, M. Roger, and P. Nigam, "Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative," *Bioresorces Technol. Pollution International J. Environ. Pollut.*, vol. 21, no. 3, pp. 211–222, 2004, doi: 10.1504/IJEP.2004.004190.

[2] R. Mayta and J. Mayta, "Remoción de cromo y demanda química de oxígeno de aguas residuales de curtiembre por electrocoagulación," *Rev. LA Soc. Quím. DEL PERU*, vol. 83, no. 3, pp. 331–340, 2017, [Online]. Available: <http://www.scielo.org.pe/pdf/rsqp/v83n3/a08v83n3.pdf>.

[3] W. J. Weber and M. K.H., *Analysis of industrial wastewaters*. 1971.

[4] A. P. Restrepo Mejía, Á. Arango Ruíz, and L. F. Garcés Giraldo, "La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas," *Producción+Limpia*, pp. 58–77, 2006, [Online]. Available: <http://repositorio.lasallista.edu.co/dspace/handle/10567/514>.

[5] E. K. Tetteh and S. Rathilal, "Application of magnetized nanomaterial for textile effluent remediation using response surface methodology," *Mater. Today Proc.*, vol. 38, no. xxxx, pp. 700–711, 2020, doi: 10.1016/j.matpr.2020.03.827.

[6] J. Perozo Cuica and R. L. Abreu Cuadra, "Evaluación de la electrocoagulación en el tratamiento de agua potable," *Rev. Quím.*, vol. 16, no. 1, pp. 56–69, 2017.

[7] M. Bayramoglu, M. Eyvaz, and M. Kobya, "Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation. Economical evaluation," *Chem. Eng. J.*, vol. 128, pp. 155–161, 2006, doi: 10.1016/j.cej.2006.10.008.

[8] R. Katal and H. Pahlavanzadeh, "Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: Application to the treatment of paper mill wastewater," *Desalination*, vol. 265, pp. 199–205, 2011, doi: 10.1016/j.desal.2010.07.052.

[9] J. Rafael, P. Cuicas, R. Lisbeth, and A. Cuadra, "Evaluación de la electrocoagulación en el tratamiento de agua potable," *Química Viva*, vol. 16, no. 1, pp. 56–69, 2017.

[10] V. Preethi, S. T. Ramesh, R. Gandhimathi, and P. V. Nidheesh, "Optimization of batch electrocoagulation process using Box-Behnken experimental design for the treatment of crude vegetable oil refinery wastewater," *J. Dispers. Sci. Technol.*, pp. 1–8, 2019,

doi: 10.1080/01932691.2019.1595640.

[11] MVCS, "Decreto Supremo que aprueba el Reglamento de Valores Máximos Admisibles (VMA) para las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario," *El Peru.*, p. 20, 2016, [Online]. Available: <https://busquedas.elperuano.pe/download/url/decreto-supremo-que-aprueba-el-reglamento-de-valores-maximos-decreto-supremo-n-010-2019-vivienda-1748339-3>.

[12] APHA-AWWA-WEF, "5220 CHEMICAL OXYGEN DEMAND (COD)* 5220 B . Open Reflux Method," 23rd Ed., no. 5000, 2017, pp. 14–19.

[13] B. A. Abdulhadi, P. Kot, K. S. Hashim, A. Shaw, and R. Al Khaddar, "Influence of current density and electrodes spacing on reactive red 120 dye removal from dyed water using electrocoagulation/electroflotation (EC/EF) process," *IOP Conf. Ser. Mater. Sci. Eng.*, vol. 584, no. 1, 2019, doi: 10.1088/1757-899X/584/1/012035.

[14] S. Safari, M. Azadi Aghdam, and H. R. Kariminia, "Electrocoagulation for COD and diesel removal from oily wastewater," *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, vol. 13, no. 1, pp. 231–242, 2015, doi: 10.1007/s13762-015-0863-5.

[15] D. C. Montgomery, *Diseño y análisis de experimentos*, Segunda ed. México: Editorial Limusa S.A. México, 2003.

[16] A. Akhtar, Z. Aslam, A. Asghar, M. M. Bello, and A. A. A. Raman, "Electrocoagulation of Congo Red dye-containing wastewater: Optimization of operational parameters and process mechanism," *J. Environ. Chem. Eng.*, no. 5, pp. 1–40, 2020, doi: 10.1016/j.jece.2020.104055.

[17] K. Brahmi *et al.*, "Use of electrocoagulation with Aluminium Electrodes to reduce Hardness in Tunisian Phosphate Mining Process Water," *Mine Water Environ.*, 2015, doi: 10.1007/s10230-015-0354-4.

[18] N. Acharya, C. Thakur, and P. K. Chaudhari, "Dataset on statistical reduction of COD by electrocoagulation process using RSM," *Data Br.*, vol. 28, pp. 1–6, 2019, doi: 10.1016/j.dib.2019.104944.

[19] N. Jaafarzadeh, M. Omidinasab, and F. Ghanbari, "Combined electrocoagulation and UV-based sulfate radical oxidation processes for treatment of pulp and paper wastewater," *Process Saf. Environ. Prot.*, pp. 1–29, 2016, doi: 10.1016/j.psep.2016.04.019.

[20] P. Sefatjoo, M. R. Alavi Moghaddam, and A. R. Mehrabadi, "Evaluating electrocoagulation pretreatment prior to reverse osmosis system for simultaneous scaling and colloidal fouling mitigation: Application of RSM in performance and cost optimization," *J. Water Process Eng.*, vol. 35, pp. 1–8, 2020, doi: 10.1016/j.jwpe.2020.101201.

[21] M. S. Bhatti, A. S. Reddy, and A. K. Thukral, "Electrocoagulation removal of Cr(VI) from simulated wastewater using response surface methodology," *J. Hazard. Mater.*, vol. 172, pp. 839–846, 2009, doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.07.072.

[22] M. Yoosefian, S. Ahmadvadeh, M. Aghasi, and M. Dolatabadi, "Optimization of electrocoagulation process for efficient removal of ciprofloxacin antibiotic using iron electrode; kinetic and isotherm studies of adsorption," *J. Mol. Liq.*, 2017, doi: 10.1016/j.molliq.2016.11.093.

[23] Y. Ozay *et al.*, "Optimization of electrocoagulation process and combination of anaerobic digestion for the treatment of pistachio processing wastewater," *J. Clean. Prod.*, pp. 1–31, 2018, doi: 10.1016/j.jclepro.2018.05.242.

[24] Z. B. Gönder, G. Balçioğlu, I. Vergili, and Y. Kaya, "Electrochemical treatment of carwash wastewater using Fe and Al electrode: Techno-economic analysis and sludge characterization," *J. Environ. Manage.*, vol. 200, pp. 380–390, 2017, doi: 10.1016/j.jenvman.2017.06.005.

[25] L. S. Thakur and P. Mondal, "Simultaneous arsenic and fluoride removal from synthetic and real groundwater by electrocoagulation process: Parametric and cost evaluation," *J. Environ. Manage.*, vol. 190, pp. 102–112, 2017, doi: 10.1016/j.jenvman.2016.12.053.

[26] B. yul Tak, B. sik Tak, Y. ju Kim, Y. jin Park, Y. hun Yoon, and G. ho Min, "Optimization of color and COD removal from livestock wastewater by electrocoagulation process: Application of Box-

- Behnken design (BBD),” *J. Ind. Eng. Chem.*, pp. 1–31, 2015, doi: 10.1016/j.jiec.2015.03.008.
- [27] B. K. Nandi and S. Patel, “Effects of operational parameters on the removal of brilliant green dye from aqueous solutions by electrocoagulation,” *Arab. J. Chem.*, pp. 1–8, 2013, doi: 10.1016/j.arabjc.2013.11.032.
- [28] P. Aswathy, R. Gandhimathi, S. T. Ramesh, and P. V. Nidheesh, “Removal of organics from bilge water by batch electrocoagulation process,” *Sep. Purif. Technol.*, pp. 1–39, 2015, doi: 10.1016/j.seppur.2016.01.001.
- [29] J. J. Feria Diaz, A. E. Escobar Aguado, and J. A. Martinez, “Tratamiento de aguas residuales de origen químico mediante electrocoagulación,” *Av. Investig. en Ing.*, vol. 11, no. 1, pp. 65–69, 2014, doi: 10.18041/1794-4953/avances.1.332.
- [30] G. J. Perez Cuasquer, “TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA TEXTIL MEDIANTE PROCESOS ELECTROQUÍMICOS,” *Universidad Central de Ecuador*. pp. 1–93, 2015, [Online]. Available: <http://www.ti.com/lit/ds/symlink/cc2538.html>.
- [31] J. Hernandez and S. Mejia, “Evaluación del sistema de electrocoagulación para disminuir la carga contaminante a escala de laboratorio,” *FUNDACIÓN UNIVERSIDAD DE AMÉRICA*. pp. 1–123, 2019, doi: .1037//0033-2909.126.1.78.
- [32] C. Jiménez, C. Sáez, F. Martínez, P. Cañizares, and M. A. Rodrigo, “Electrochemical dosing of iron and aluminum in continuous processes: A key step to explain electro-coagulation processes,” *Sep. Purif. Technol.*, vol. 98, pp. 102–108, 2012, doi: 10.1016/j.seppur.2012.07.005.
- [33] V. Khandegar and A. K. Saroha, “Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent - A review,” *J. Environ. Manage.*, vol. 128, pp. 949–963, 2013, doi: 10.1016/j.jenvman.2013.06.043.
- [34] A. S. Naje, S. Chelliapan, Z. Zakaria, and S. A. Abbas, “Treatment performance of textile wastewater using electrocoagulation (EC) process under combined electrical connection of electrodes,” *Int. J. Electrochem. Sci.*, vol. 10, pp. 5924–5941, 2015, [Online]. Available: <http://www.electrochemsci.org/papers/vol10/100705924.pdf>.
- [35] W. K. M. Bani Salameh, H. Ahmad, and M. Al-Shannag, “Treatment of olive mill wastewater by ozonation and electrocoagulation processes nad water Resources Management,” *Int. J. Environ. Ecol. Eng.*, vol. 9, no. 4, pp. 296–300, 2015, doi: <https://doi.org/10.5281/zenodo.1100326>.
- [36] P. A. Pavón Bello and K. I. Chévez Lagos, “COMPARACIÓN DE LA ELECTROCOAGULACIÓN Y LA COAGULACIÓN CONVENCIONAL EN LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES DE AGUAS NATURALES Y RESIDUALES TEXTILES.” pp. 1–116, 2019.
- [37] A. Durán-Moreno, S. A. García-González, M. R. Gutiérrez-Lara, F. Rigas, and R. M. Ramírez-Zamora, “Assessment of Fenton’s reagent and ozonation as pre-treatments for increasing the biodegradability of aqueous diethanolamine solutions from an oil refinery gas sweetening process,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 186, no. 2–3, pp. 1652–1659, 2011, doi: 10.1016/j.jhazmat.2010.12.043.
- [38] L. Serrano, “Influencia de la nanotecnología en el sector textil,” *IX Coloq. Ingr. a la Acad. Ing.*, p. 50, 2010, [Online]. Available: <http://academiadeingenieriademexico.mx/archivos/coloquios/9/Influencia%5Cnde%5Cnla%5CnNanotecnologia%5Cnen%5Cnel%5CnSector%5CnTextil%5CnMundial.pdf>.