

Evaluación del proceso de electrocoagulación para el pretratamiento de aguas residuales de la industria alimentaria

Tatiana Arturi^{1,2}, Veronica Sosio², Carlos Seijas^{1,2} y Gustavo Bianchi^{1,2,3}

¹ Grupo de Innovación Energética y Ambiental – Instituto Malvinas – Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Plata

² Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de La Plata

³ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas

E-mail: tatiana.arturi@ing.unlp.edu.ar

RESUMEN: Las industrias de procesamiento de alimentos consumen grandes cantidades de agua y sus efluentes industriales se caracterizan por una elevadas concentraciones de Demanda Química de Oxígeno (DQO), sólidos suspendidos (SST) y nutrientes como el Fósforo. En la presente investigación, se llevaron a cabo estudios comparativos del pre-tratamiento por coagulación química convencional (CC) y electrocoagulación (EC) de un efluente generado por una empresa productora de gelatina. La electrocoagulación se realizó con electrodos de aluminio a diferentes intervalos de tiempo para verificar las variaciones en los parámetros del efluente. Los resultados revelaron que el tratamiento electroquímico permite obtener porcentajes de remoción de DQO y SST superiores al 70% y 85%, respectivamente. La EC comparada con la CC tiene mayor eficiencia de remoción de DQO y SST utilizando la misma dosis de aluminio (Al^{+3}), adicionando $Al_2(SO_4)_3$ como coagulante.

1 INTRODUCCION

El agua se usa ampliamente en la industria alimentaria para preparar materias primas, generar vapor, limpiar materiales de empaque y lavar pisos. Una de las principales características de la descarga de aguas residuales de la industria alimentaria es la alta carga de materiales orgánicos y sólidos suspendidos. Los compuestos orgánicos en las aguas residuales de la industria alimentaria causan problemas en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales y en el medio ambiente. Si están presentes en cantidades excesivas, interfieren con los procesos microbiológicos en las plantas de tratamiento de aguas residuales y conducen a una disminución o incluso a una falla completa de la efectividad del tratamiento (Barrera-Díaz et al., 2006). Los sistemas de tratamiento biológico aeróbico son adecuados para el tratamiento de aguas residuales con concentraciones de Demanda Química de Oxígeno (DQO) inferior a 2500 mg/L (Romero Rojas, 1999). Por lo tanto, se requiere tratamiento primario adecuado que permita disminuir la concentración de DQO antes de que el efluente ingrese al tratamiento secundario. El tratamiento primario convencional consiste en la adición de coagulante químico para favorecer la sedimentación de los sólidos suspendidos y disminuir la carga orgánica del efluente antes de ingresar al tratamiento secundario. Sin embargo, se ha informado que tratamientos alternativos como la electrocoagulación (EC) obtienen una mayor eliminación de la DQO y

sólidos en suspensión de los efluentes en comparación con el tratamiento mediante coagulación química convencional (CC) (Jiang et al., 2002; Pavas, 2012).

La EC es una operación electroquímica mediante la cual las partículas suspendidas, contenidas en el efluente se aglomeran debido a la presencia de iones cargados positivamente que desestabilizan la emulsión y permite altos porcentajes de remoción de demanda química de oxígeno (DQO) y turbidez. La electrocoagulación emplea electrodos que pueden ser de aluminio o hierro. La circulación de corriente eléctrica inicia reacciones de óxido-reducción (redox) que generan iones metálicos (Al^{+3} o Fe^{+2}). Estos iones se combinan con los iones hidroxilo producidos por la electrólisis de agua y forman hidróxidos metálicos que favorecen la desestabilización de los coloides y la formación de aglomerados de los sólidos en suspensión (Moreno-Casillas et al., 2007). Los aglomerados formados son separados por sedimentación o por flotación.

La disolución del ánodo produce especies como Al^{3+} , $Al(OH)_2^+$ los cuales producen espontáneamente los respectivos hidróxidos o polihidróxidos. Los hidróxidos y polihidróxidos formados en estas reacciones electroquímicas tienen una gran afinidad por partículas dispersas, lo que permite la coagulación. Las reacciones de óxido-reducción también generan pequeñas burbujas de hidrógeno y oxígeno que arrastran contaminantes de baja densidad hacia la superficie del cuerpo de agua, facilitando la remoción de estos (Mouedhen, et al., 2008; Pavas, 2012).

El objetivo de este estudio es evaluar la operación de electrocoagulación para tratar un efluente generado por una empresa productora de gelatina, el cual contiene elevada carga de DQO y gran cantidad de sólidos suspendidos totales (SST). Este estudio comprende la comparación de la operación de electrocoagulación con la coagulación química y la determinación de la influencia del tiempo de residencia de EC en la eficiencia de remoción de DQO, turbiedad y SST.

2 MATERIALES Y METODOS

Para evaluar la operación de electrocoagulación se empleó una muestra del efluente líquido generado por una empresa de producción de gelatina. La caracterización de la muestra se advierte en la Tabla 1:

Tabla 1.- Caracterización de la muestra de efluente.

Parámetro	Valor
Apariencia	Turbio
PH (25°C)	7.51
Turbidez	>1000 NTU
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	5310
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	5520 mg/L
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	3186
DQOs	1900 mg/L
DQO _T	6600 mg/L
Fosforo Total	64.8 mg/L
Dureza Total como CaCO ₃	295 mg/L
Alcalinidad Total como CaCO ₃	997.5 mg/L

2.1. Determinaciones analíticas

pH. Método electrométrico. Para realizar la medición del pH de una muestra de agua se utilizó un pH – metro Thermo Scientific Orion Dual Star.

Conductividad. Método electrométrico. Para realizar la medición de la conductividad se utilizó la celda conductimétrica La Motte 802.

Turbidez. Método Nefelométrico. Para la medición de turbiedad se utilizó un turbidímetro

Sólidos Sedimentables (SS). Se utilizó un Cono Imhoff para la determinación de los SS en 10 min y 2 hs.

Sólidos Suspendidos Totales (SST). Método Gravimétrico. Las determinaciones se efectuaron determinando la diferencia de peso de muestras filtradas con membranas de 0,45 μm (Millipore HA) y secadas en estufa de 105°C hasta peso constante

Demanda Química de Oxígeno (DQO). Método Colorimétrico. Las determinaciones de la demanda química de oxígeno DQO se realizaron mediante un kit comercial (Hach, método 8000) que consistía en un reactor (Spectrogrant TR420) para el tratamiento térmico de las muestras a 150°C a reflujo cerrado durante dos horas. Posteriormente los tubos conteniendo la mezcla de reacción se dejaban enfriar y se determinaba la absorbancia a 620nm con un espectrofotómetro Hach DR/2800. Mediante una curva de calibración que estaba incorporada en el equipo, las lecturas de absorbancia eran convertidas automáticamente en valores de

DQO. El DQO de la muestra homogenizada se designó DQO total (DQO_T) y para hallar el DQO soluble (DQO_s) la muestra fue previamente filtrada con membranas de $0,45 \mu m$ (Millipore HA)

Fosforo Total (P_T). Método Colorimétrico. El método utilizado para determinar fosforo total se basó en la formación de un heteropoliácido con el reactivo vanado-molibdico (de color amarillo y soluble en agua). Se agrego un ml del reactivo a 4 ml de muestras y luego de 10 min se determinó la absorbancia a 420 nm en un espectrofotómetro Cromtech UV-1800 .

Aluminio. Método Colorimétrico. Las determinaciones de la demanda química de oxígeno DQO se realizaron mediante un kit comercial (Hach, método 8012) que consistía en Mediante una curva de calibración que estaba incorporada en el equipo, las lecturas de absorbancia eran convertidas automáticamente en valores de Al.

2.1 *Coagulación Química*

Se realizó una prueba de coagulación química utilizando el equipo de prueba de jarras del Laboratorio utilizando solución coagulante comercial ARQUIMIA (Sulfato de Aluminio - $Al_2(SO_4)_3$) utilizada por la empresa en planta que tiene una concentración de $250 Al^{3+}/L$

2.2 *Electrocoagulación*

Se emplearon electrodos de aluminio con área efectiva de $21,3 cm^2$. La separación entre las placas fue 15 mm. Se utilizó un reactor para electrocoagulación de capacidad 500 ml, una fuente de corriente continua y medidor de corriente y voltaje. Se agito continuamente con un agitador magnético.

Se comparó la cantidad experimental de aluminio desprendida del cátodo con la cantidad teórica calculada usando la segunda ley de Faraday (ecuación 1). Esta ley se utiliza para relacionar el flujo de corriente (I) para el tiempo (t) con las cantidades de iones de aluminio e hidróxido generados dentro del reactor, y por lo tanto proporciona una cantidad teórica para el aluminio total

$$Concentracion Al^{3+} = \frac{I \cdot t \cdot M}{n \cdot F \cdot V} \quad (1)$$

n es el número de electrones transferidos en la reacción en el electrodo, M el peso molecular (g/mol), I es el flujo de corriente, V es el volumen de la solución y F es la constante de Faraday (96,486 C/mol). En experimentos a intensidad de corriente constante (1 A) y la electrólisis se realizó por un periodo de tiempo de 3 a 6 min. Se tomaron muestras de electrolito y se determinaron las concentraciones de aluminio disuelto por espectrofotometría, como se indicó en la sección 3.2.1. La Figura 1 se muestran los valores obtenidos experimentales y los calculados por la ecuación 1.

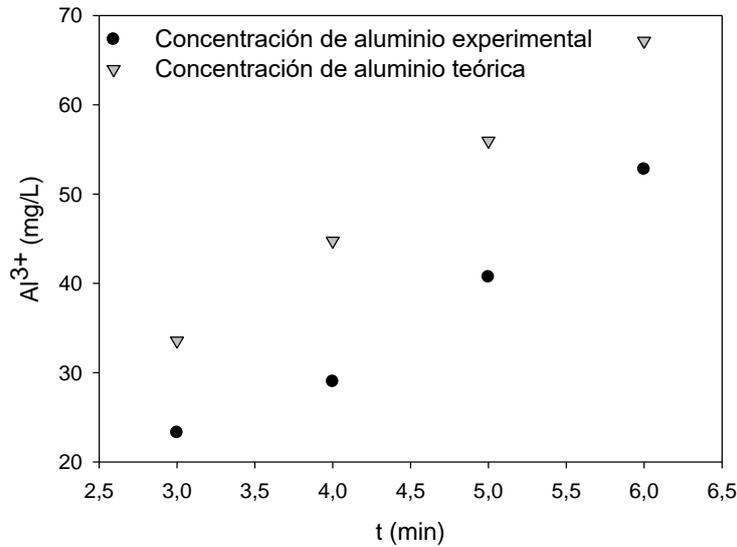


Figura 1.- Cantidad de aluminio medida teórica y cantidad de aluminio medido experimental en función del tiempo.

La diferencia entre los valores obtenidos experimentalmente y los calculados por la ecuación 1 fue 28% \pm 6%. La cantidad de Al³⁺ utilizada en los experimentos de coagulación química fue igual a la cantidad de Al³⁺ total disuelto en los experimentos de electrocoagulación a los 5 min de electrolisis.

3 RESULTADOS

3.1 Comparación entre la Coagulación Química y Electrocoagulación

Se ejecutaron pruebas utilizando el tratamiento químico y electroquímico, y se compararon con la sedimentación de los sólidos suspendidos de la muestra por gravedad (sin tratamiento). Se colocaron 3 muestras del efluente en cono imhoff, la muestra numero 1 no había recibido ningún tratamiento primario, la muestra numero 2 fue coagulada en laboratorio con el agente químico utilizado por la empresa, la muestra 3 fue sometida a 5 minutos de electrocoagulación. En la Figura 2 se muestra los resultados de SS obtenidos.

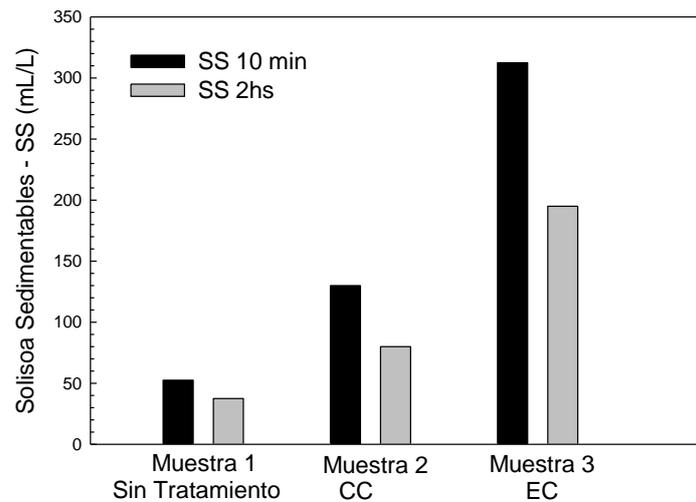


Figura 2.- SS en 10 min y 2 horas del efluente sin tratar (Muestra 1), con tratamiento por coagulación química (Muestra 2) y por Electrocoagulación (Muestra 3).

En la Figura 2 se ve claramente que los SS a 10 minutos del tratamiento aumentan considerablemente cuando la muestra es tratada por coagulante químico y electrocoagulación con respecto a cuándo la muestra no es sometida a ningún tratamiento y solo sedimenta por acción de la gravedad. Cuando los sólidos presentes en la muestra cruda sedimentan sin ningún tratamiento, el valor de sólidos sedimentables a 10 minutos (SS 10') fue 52,5 ml/L. Para el caso de la muestra tratada con el coagulante utilizado por la empresa el valor de los SS 10' se incrementó a 130 ml/L, mientras que cuando la muestra es sometida al proceso por electrocoagulación durante 5 minutos, el valor de SS 10' resultó 312,5 ml/L. Es decir, la cantidad de sólidos que en un tiempo de 10 minutos se depositan en el fondo de un recipiente en condiciones estáticas se incrementa 2,50 veces utilizando el proceso de coagulación química y 5,95 veces utilizando electrocoagulación. En la Figura 3 se puede observar una fotografía de las muestras minutos después del tratamiento y el ensayo de sedimentación en cono imhoff.

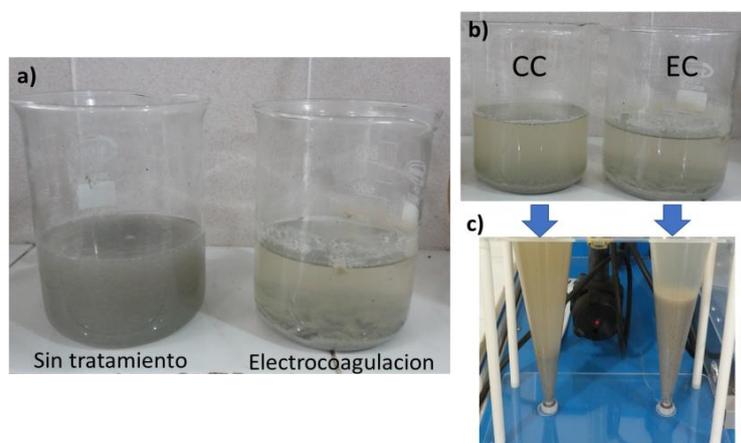


Figura 3.- Fotografías de comparación entre a) la muestra sin tratamiento y tratada mediante electrocoagulación b) entre coagulación química (CC) y electrocoagulación (EC) y c) la determinación de SS en el cono imhoff

Luego, a las 2 hs el manto de barro sedimentado desciende en promedio $65,1\% \pm 5,4\%$ por fenómenos de sedimentación zonal o compresión (Romero Rojas, 1999). El sobrenadante de las 3 muestras se separó y se analizó la turbidez, concentración de SST, DQO y PT, los resultados se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2.- Análisis del sobrenadante del efluente sin tratar (Muestra 1), con tratamiento por coagulación química (Muestra 2) y por Electrocoagulación (Muestra 3).

Parámetro	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3
Turbidez(NTU)	460,0	112,8	27,2
SST (mg/L)	600	340	84
DQOs (mg/L)	1845	1830	1649
DQO _T (mg/L)	3160	2928	1742
P _T (mg/L)	50,6	29,6	25,4

Se puede observar que con el tratamiento electroquímico se obtuvieron valores de turbidez, SST por debajo a los obtenidos por el tratamiento por coagulación química que utiliza la empresa. La DQOT obtenida para el tratamiento por electrocoagulación es aceptable para el ingreso del efluente a la etapa secundaria de tratamiento (Romero Rojas, 1990) y disminuye hasta valores cercanos a la DQOs, esto quiere decir que casi la totalidad de la DQO remanente del tratamiento primario corresponde a la DQOs, que deberá ser removida en el tratamiento biológico hasta los valores indicados por la legislación.

Los valores de fósforo remanente obtenidos en la muestra 2 y 3, resultaron similares. Estos resultados son similares a los obtenidos por Wysocka y Masalski (2017) quienes compararon método de coagulación química con sales de hierro y el método de electrocoagulación en el proceso de eliminación de compuestos de fósforo del agua residual de una cervecera y demostraron que la efectividad de la eliminación de fósforo con ambos métodos fue relativamente similar. Sin embargo, la remoción del contenido de materia suspendida del agua residual tratada con electrocoagulación fue considerablemente mayor. Además, Asmaa Shalaby et al. (2014) estudiaron la eliminación de fosfato del agua residual mediante electrocoagulación utilizando electrodos de aluminio obteniendo eficiencias de remoción de fósforo entre 88% y 70%, similar al obtenido en este estudio (80,9%).

3.2 Evaluación de los parámetros de electrocoagulación

El tiempo de electrólisis es determinante en la eficacia del tratamiento del proceso electroquímico. Se realizaron pruebas de electrocoagulación a diferentes tiempos manteniendo la intensidad de corriente y la separación de electrodos constante, se dejó decantar la suspensión en cono imhoff durante 2 hs y se determinó la turbidez del sobrenadante y las concentraciones de DQO, SST y P_T. Además se determinó la

concentración aluminio residual, que es la cantidad de aluminio que puede contener en solución el agua tratada. En la Figura 4 se muestra la relación entre la turbidez y el aluminio residual o remanente en función del tiempo de electrolisis.

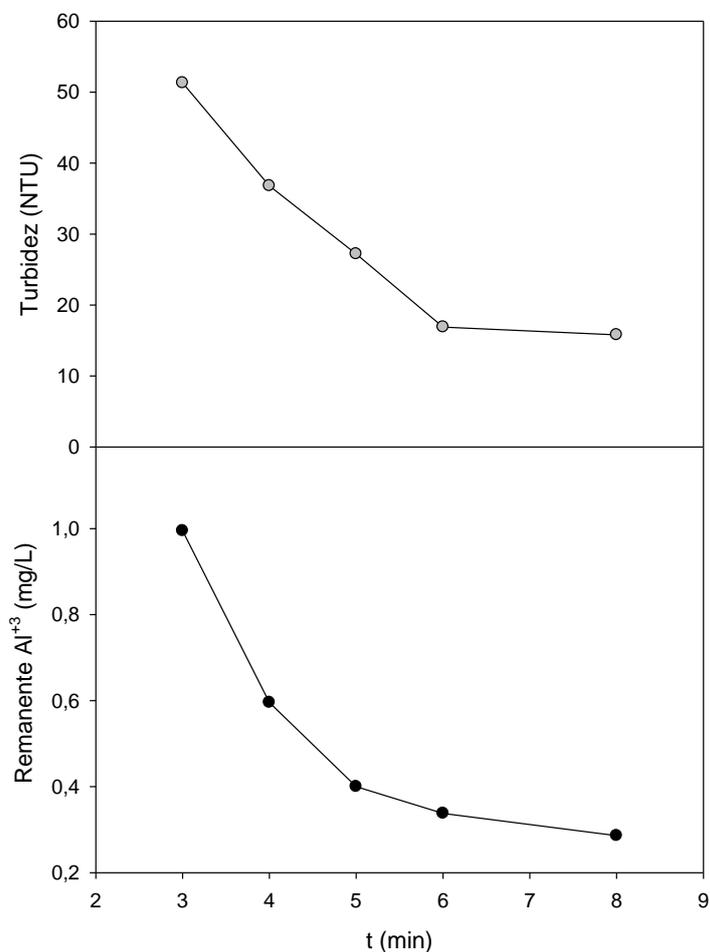


Figura 4.- Turbidez y concentración de aluminio remanente en función del tiempo de electrolisis

Se puede ver en la Figura 4 que existe una relación directa entre la disminución de turbidez del efluente y la concentración residual de aluminio, y que una concentración mayor de aluminio producido durante la electrolisis ocasiona una menor turbidez. La caída de la turbidez del efluente es coherente con la disminución de los SST cuyo valor luego de 3 minutos de tratamiento es 110 mg/L, alcanzando un valor mínimo de DQO total 78 mg/L cuando el tiempo de electrolisis fue 6 minutos.

Por otro lado, la determinación precisa de la concentración de aluminio residual es necesaria ya que un valor elevado de aluminio en el efluente podría afectar el tratamiento biológico posterior. Mamais et al. (2011) evaluó la toxicidad de un barro activado a la nitrificación y la eliminación de materia orgánica con la adición de Al³⁺. De acuerdo con los datos obtenidos, la adición de Al³⁺ en las dosis remanentes obtenidas en este estudio no causó inhibición en la nitrificación y eliminación de carbono orgánico, por lo que se espera que la

presencia de aluminio remanente no cause efectos tóxicos en los cultivos de barros activado. En la Figura 5 se muestra la disminución de la DQO del sobrenadante para tiempos de electrolisis crecientes. El valor mínimo de DQO total (DQO_T) 1635 mg/L se registró a los 8 minutos del tratamiento, y corresponde a un porcentaje de remoción total del 75,2% del valor inicial del afluente, además se registró una disminución del 16,5% de la medida de la DQO soluble (DQO_S). En la sección anterior se observó que con el tratamiento por coagulación química la DQO_S no se modificaba.

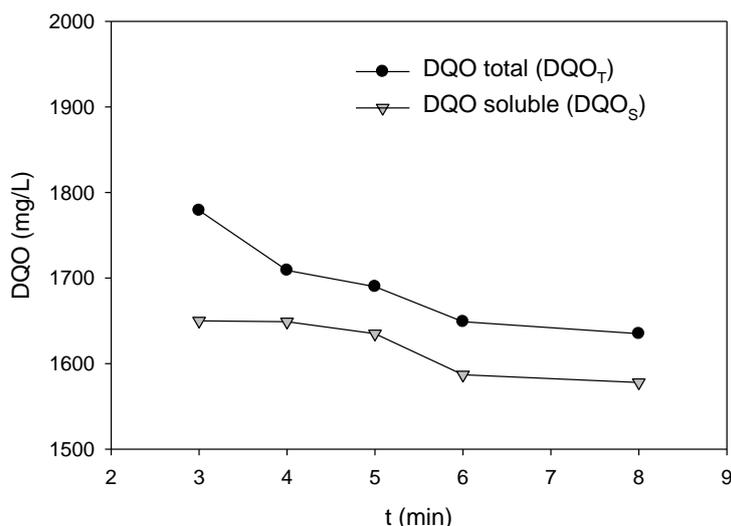


Figura 5.- Concentración de DQO total y soluble en función del tiempo de electrolisis

Los valores de DQO disminuyen levemente a tiempos creciente de electrolisis, para la DQO_T de 1779,0 mg/L a los 3 minutos a 1635,0 mg/L a los 8 minutos y para la DQO_S de a 1650 mg/L a 1587 mg/L. Se puede advertir que los valores de DQO_T y DQO_S del sobrenadante son similares, esto indica que prácticamente toda la materia orgánica suspendida fue removida por el tratamiento por electrocoagulación.

En la Figura 6 se muestra la concentración de fosforo del sobrenadante a tiempo de electrolisis creciente.

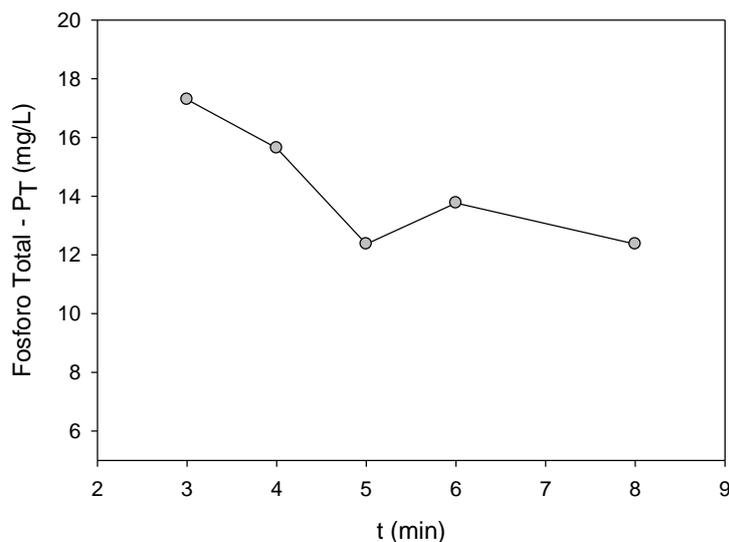


Figura 6.- Concentración de DQO total y soluble en función del tiempo de electrolysis

La remoción de fosforo por electrocoagulación alcanza un valor mínimo de 12,5 mg/L a los 5 minutos de tratamiento. Al igual que la DQO, los valores de fosforo disminuyen levemente a tiempos creciente de electrolysis, de 17,3 mg/L a los 3 minutos a 12,4 mg/L a los 5 minutos, a los 6 minutos no se observó remoción de fosforo a los 5 minutos de electrolysis, el valor parece estabilizarse después de 5 minutos de tratamiento en $13,07 \pm 0,7$ mg/L.

4 CONCLUSIONES

En este estudio, se evaluó el proceso de Electrocoagulación (EC), utilizando electrodos de aluminio, de aguas residuales de una industria productora de gelatina y se comparó el desempeño del pretratamiento electroquímico con el de coagulación química convencional (CC). Los resultados mostraron que la EC comparada con la CC tiene mayor eficiencia de remoción de DQO con la misma dosis de aluminio (Al^{+3}) utilizado como coagulante $Al_2(SO_4)_3$. La eficiencia de remoción de DQO fue de 73.6% para la EC y entre 55.6% con CC. La EC mostró la ventaja de no incrementar la concentración de sólidos disueltos en el agua tratada, así como de disminuir los valores de turbidez y SST por debajo a los obtenidos por el tratamiento por coagulación química que utiliza la empresa. La DQO obtenida al finalizar el tratamiento primario por electrocoagulación fue 1742 mg/L, un valor aceptable para el ingreso del efluente a la etapa secundaria de tratamiento.

5 REFERENCIAS

Attour, A., Touati, M., Tlili, M., Amor, M. B., Lopicque, F. y Leclerc, J. P, 2014. Influence of operating parameters on phosphate removal from water by electrocoagulation using aluminum electrodes. *Separation and Purification Technology*, 123, pp. 124-129.

- Barrera-Díaz, C., Roa-Morales, G., Avila-Córdoba, L., Pavón-Silva, T. y Bilyeu, B., 2006. Electrochemical treatment applied to food-processing industrial wastewater. *Industrial & engineering chemistry research*, 45(1), pp. 34-38.
- Hoyos, S. G., Juárez, J. V., Ramonet, C. A., López, J. G., Rios, A. A. y Uribe, E. G, 2002. Aerobic thermophilic composting of waste sludge from gelatin-grenetine industry. *Resources, conservation and recycling*, 34(3), pp. 161-173
- Jiang, J. Q., Graham, N., André, C., Kelsall, G. H. y Brandon, N, 2002. Laboratory study of electro-coagulation-flotation for water treatment. *Water research*, 36(16), pp. 4064-4078.
- Romero Rojas, J. A. (1999). Tratamiento de aguas residuales, teoría y principios de diseño. JA
- Moreno-Casillas, H. A., Cocke, D. L., Gomes, J. A., Morkovsky, P., Parga, J. R. y Peterson, E, 2007. Electrocoagulation mechanism for COD removal. *Separation and purification Technology*, 56(2), pp. 204-211
- Pavas, E. G. (2012). Aplicación de la electroquímica en el tratamiento de aguas residuales. *Cuadernos de Investigación*, (65).
- Mouedhen, G., Feki, M., Wery, M. D. P. y Ayedi, H. F, 2008. Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. *Journal of hazardous materials*, 150(1), pp. 124-135.
- Maldonado, V. y Rodríguez, A, 2004. Sedimentación. Cánepa de Vargas, Lidia; Barrenechea Martel, Ada; Aurazo de Zumaeta, Margarita. CEPIS; OPS. Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. *Manual I: teoría*, 2.
- Wysocka, I. y Masalski, W. A, 2017. Comparison between the electrocoagulation and the metal dissolution method in the process of phosphorus compounds removal from brewery wastewater. *Environmental Progress & Sustainable Energy*.
- Mamais, D., Kalaitzi, E. y Andreadakis, A, 2011. Foaming control in activated sludge treatment plants by coagulants addition. *Global Nest Journal*, 13(3), pp. 237-245.
- Zhu, B., Clifford, D. A. y Chellam, S, 2005. Comparison of electrocoagulation and chemical coagulation pretreatment for enhanced virus removal using microfiltration membranes. *Water research*, 39(13), pp. 3098-3108.