

# Análisis de los parámetros operativos de un proceso de remoción de contaminantes por electrocoagulación

Marchisio, Bettina<sup>a</sup>; Enrico Cuniolo, Agostina<sup>b</sup>; Fioriti, Mariano Cristóbal<sup>b</sup>; Belmonte, Micaela<sup>a,b</sup>; Lan, Luis<sup>a</sup>; De Seta, Elizabeth Graciela<sup>a,c</sup>; Meichtry, Jorge Martín<sup>b,c,d</sup>

a. UDB Química, UTN-FRBA, Mozart 2300, CABA.

b. Dpto. Ing. Química, UTN-FRBA, Medrano 951, CABA.

c. Centro de Tecnologías Químicas, UTN-FRBA, Medrano 951, CABA.

d. División Química de la Remediación Ambiental, GQ, CNEA-CONICET, Gral. Paz 1499, San Martín, Bs. As.  
bmarchisio@frba.utn.edu.ar

## Resumen

La electrocoagulación es un proceso electroquímico con potencial como método versátil y económico para el tratamiento aguas y efluentes, ya que puede remover una gran variedad de contaminantes peligrosos y difíciles de tratar por otras tecnologías, como por ejemplo arsénico y colorantes.

Trabajos previos en un sistema batch mostraron que la electrocoagulación con electrodos de hierro o aluminio es muy eficiente para remover As de aguas reales ( $[As(V)]_0 = 2 \text{ mg L}^{-1}$ , consumo eléctrico =  $0,48 \text{ kWh m}^{-3}$ ); por otro lado, estudios preliminares combinando electrocoagulación con electrodo de hierro y  $H_2O_2$  (EC-Fenton) mostraron un gran potencial para degradar colorantes como azul de metileno (MB) y negro reactivo 5 (RB5) ( $[H_2O_2] = 5 \text{ mM}$ ,  $[MB]$  o  $[RB5] = 50 \text{ mg L}^{-1}$ , Consumo eléctrico =  $5,1 \cdot 10^{-3} \text{ kWh m}^{-3}$ ) lo que permitiría reutilizar el agua en la industria textil para blanqueo y teñido. El objetivo de este trabajo es determinar los parámetros claves para escalar estos procesos de electrocoagulación a un proceso continuo. Para esto, se realizó una búsqueda sistemática de más de 100 artículos de investigación y patentes publicados en años recientes, pudiendo concluirse que las principales variables a considerar en el diseño y operación del proceso son:

- Materiales de los electrodos.
- Conductividad de la solución (cuanto más alta, menor consumo eléctrico).
- Composición del electrolito (idealmente la relación molar nitrato/cloruro debe ser menor a 20).
- Condiciones de operación: baja densidad de corriente, alto tiempo de residencia, régimen turbulento.

## Abstract

Electrocoagulation is a versatile and economical electrochemical process for water and wastewater treatment, and it can remove a wide range of dangerous pollutants, such as arsenic and textile organic dyes, that are difficult to treat by other technologies.

Previous studies in a batch system showed that electrocoagulation with iron or aluminum electrodes can efficiently remove As from real waters ( $[As(V)]_0 = 2 \text{ mg L}^{-1}$ , Electricity consumption =  $0.48 \text{ kWh m}^{-3}$ ). Also, the combination of electrocoagulation with an iron electrode and  $H_2O_2$  (EC-Fenton) showed great potential to degrade dyes such as methylene blue (MB) and reagent black 5 (RB5) ( $[H_2O_2] = 5 \text{ mM}$ ,  $[MB]$  or  $[RB5] = 50 \text{ mg L}^{-1}$ , Electricity consumption =  $5.1 \cdot 10^{-3} \text{ kWh m}^{-3}$ ); the complete degradation of these dyes would allow the reuse of water in the textile industry for bleaching and dyeing. The purpose of this work is to determine the key parameters to scale up these electrocoagulation processes from batch reactors to a continuous system. For this, a systematic search of more than 100 research articles and patents published in recent years was carried out; it could be realized that the key parameters to consider in the design and operation of a continuous process are:

- Electrode materials.
- Conductivity of the solution (the higher, the less electricity consumption).
- Electrolyte composition (ideally the nitrate / chloride molar ratio should be less than 20).
- Operating conditions: low current density, high residence time, turbulent regime.

**Palabras clave:** Electrocoagulación, arsénico, colorantes, escalado.

## INTRODUCCIÓN

La escasez de agua dulce es uno de los grandes desafíos que afronta la humanidad en este siglo, tanto por el aumento en la población como por el incremento en el uso per cápita del recurso hídrico al aumentar el nivel de vida; de acuerdo con la OMS, para 2025 la mitad de los seres humanos vivirá en regiones bajo estrés hídrico [1], por lo que se incrementará el uso de fuentes de agua poco seguras, como por ej. el uso de agua subterránea, que en diversas regiones, como la llanura Chaco-Pampeana, está naturalmente contaminada con arsénico y, en algunos casos, también con flúor [2]. Pero, además, debe considerarse el impacto que la descarga inadecuada de efluentes tiene sobre las fuentes de agua dulce; en los países en desarrollo, por ejemplo, hasta 80% de los efluentes son vertidos al medio ambiente sin un tratamiento adecuado [3], lo que resulta de particular importancia en industrias como la textil, que consume grandes cantidades de agua y genera efluentes que suelen ser muy tóxicos y poco biodegradables, debido principalmente a la presencia de colorantes [4].

Resulta entonces de vital importancia desarrollar procesos de tratamiento de contaminantes acuosos que sean eficientes, simples y económicos, y que permitan potabilizar agua de diversas fuentes (como es el caso del agua subterránea contaminada con arsénico y flúor), y de posibilitar el reúso del agua en industrias como la textil a partir de un adecuado tratamiento de efluentes.

Los Procesos Electroquímicos (PEs) son tecnologías novedosas de tratamiento de aguas y efluentes capaces de tratar una amplia gama de contaminantes, siendo muy eficientes en el uso de reactivos y de energía, minimizando la generación de residuos sólidos y posibilitando una fácil automatización [5,6]. Dentro de estos PEs se incluyen la electrocoagulación (EC), que emplea ánodos de sacrificio de hierro o aluminio metálicos que, al ser oxidados, pasan a la solución como cationes que precipitan, arrastrando consigo a los contaminantes [5]. La combinación de EC (con ánodo de Fe) con  $H_2O_2$  se conoce como electrocoagulación-Fenton (ECFenton), un proceso que genera especies oxidantes muy reactivas [4]. Estudios previos han mostrado la

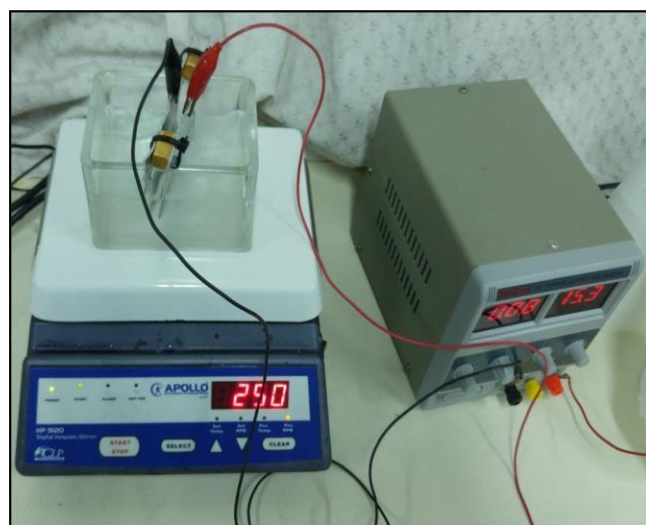
eficiencia de estos PEs para tratar As, F (como fluoruro,  $F^-$ ) y colorantes en experimentos batch de laboratorio [5-18]. Sin embargo, es necesario desarrollar PEs que funcionen de forma continua para lograr una aplicación a escala real de los sistemas de tratamiento de aguas y efluentes.

El actual trabajo de revisión tiene por objetivo comparar los resultados obtenidos a escala de laboratorio en la remoción de As, F y de dos colorantes orgánicos, azul de metileno (AM) y negro reactivo 5 (RB5), mediante EC (As y F) y EC-Fenton (AM y RB5) para determinar su potencial aplicación al tratamiento de efluentes y reúso de agua en la industria textil, y también determinar los parámetros operativos fundamentales para escalar el proceso batch a uno continuo.

## DESARROLLO

### Metodología

Para los experimentos de PEs en batch se empleó una celda de 250 mL con agitación magnética a 250 rpm; los electrodos fueron de acero SAE 1010 (Fe) o de aluminio de 19,5 cm<sup>2</sup> de área activa y 1 cm (EC) o 9 cm (EC-Fenton) de



separación interelectródica (Figura 1).

**Figura 1:** Sistema de reacción empleado en los experimentos batch de EC y EC-Fenton.

Para los estudios de remoción de As y F por EC se emplearon las siguientes condiciones:  $[As(V)]_0$

=  $[F^-]_0 = 5 \text{ mg L}^{-1}$ , pH 7,  $T = 23 \text{ }^\circ\text{C}$ ,  $0,02 \text{ A} \leq I \leq 0,10 \text{ A}$ , conductividad ( $\kappa$ ) =  $1,0 \text{ mS cm}^{-1}$  (NaCl), tensión ( $V$ ) =  $2 - 3,6 \text{ V}$ ; se empleó As(V) por ser la especie dominante en las aguas subterráneas de Argentina [2]. También se hicieron estudios empleando agua subterránea de una fuente cercana a la ciudad de Rafaela, Santa Fe (MR), cuya composición se indica en la Tabla 1.

**Tabla 1: Composición de la muestra de agua real analizada.**

Parámetro	Valor
As(V)	$2,00 \text{ mg L}^{-1}$
As(III)	$< 0,01 \text{ mg L}^{-1}$
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	$1131 \text{ mg L}^{-1}$
Cl <sup>-</sup>	$255 \text{ mg L}^{-1}$
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	$439,4 \text{ mg L}^{-1}$
SiO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	$33 \text{ mg L}^{-1}$
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	$28,1 \text{ mg L}^{-1}$
F <sup>-</sup>	$2,3 \text{ mg L}^{-1}$
Ca <sub>2+</sub>	$4,3 \text{ mg L}^{-1}$
B	$8,6 \text{ mg L}^{-1}$
pH	8,6
Conductividad ( $\kappa$ )	$3 \text{ mS cm}^{-1}$

En los experimentos de degradación de colorantes por EC-Fenton se emplearon las siguientes condiciones experimentales:  $[AM]_0 = [RB5]_0 = 50 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $[H_2O_2] = 3,5 \text{ mM}$ , pH 3,  $\kappa = 3,5 \text{ mS cm}^{-1}$ ,  $T = 24 \text{ }^\circ\text{C}$  (cte),  $I = 0,01 \text{ A}$ ,  $V = 2,5 \text{ V}$ ; también se hicieron, a modo comparativo, experimentos de degradación con reacción de Fenton, empleando  $[Fe(II)] = 37,4$ , equivalentes a 3 min de reacción de EC-Fenton con  $I = 0,01 \text{ A}$ .

Para analizar el potencial reúso de efluentes textiles tratados por PEs se realizó una búsqueda bibliográfica de los requisitos de calidad de agua de distintos procesos de la industria textil, así como ejemplos de literatura de tratamiento de efluentes textiles, que involucraran PEs así como otros Procesos Avanzados (PAs) como la reacción de Fenton, ya sea solos o combinados con procesos biológicos. Se realizó un análisis de más de 30 artículos e informes, de los cuales se seleccionaron los más relevantes [15-20].

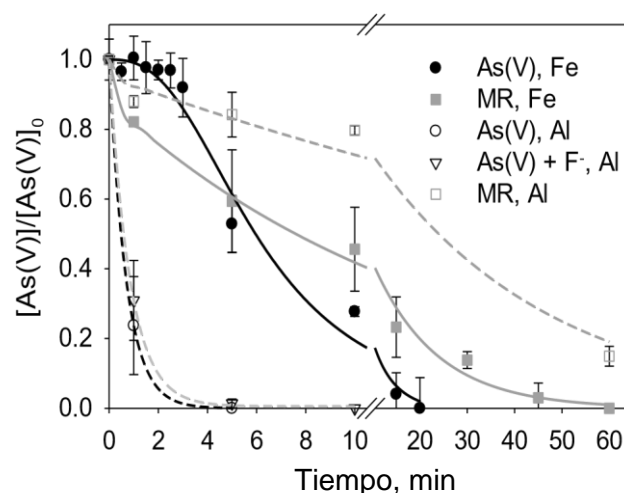
Finalmente, se realizó una búsqueda sistemática de artículos que analizaran los parámetros fundamentales para escalar un proceso de EC batch a uno continuo, que también pudiera aplicarse a procesos EC-Fenton mediante

el agregado de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al efluente. Se recopilieron más de 100 documentos, entre patentes y trabajos de investigación. El análisis de los textos permitió adquirir una comprensión más profunda sobre el funcionamiento de los procesos de remoción de contaminantes, pudiendo detectar los parámetros que resultan clave para el diseño de un proceso de EC continuo. Finalmente, en función de los parámetros de operación definidos como fundamentales y en base a las características que presenta el agua local, se seleccionaron 14 trabajos [3,9-13,16,21-27] de entre todos los recopilados que contienen la información necesaria para caracterizar la celda del reactor de EC que se desea escalar a proceso continuo.

## Resultados

### Tratamiento por EC de As y F

En la Figura 2 se muestran los resultados de remoción de As(V) empleando EC con ánodos de Fe y Al; se incluye el resultado de remoción de As(V) con ánodo de Al en presencia de F<sup>-</sup> (As(V) + F<sup>-</sup>), así como también los resultados de remoción de As(V) en la MR. Las condiciones experimentales empleadas son las siguientes:  $[As(V)]_0 = 5 \text{ mg L}^{-1}$  (MS) ó  $[As(V)]_0 = 2 \text{ mg L}^{-1}$  (MR),  $[F^-] = 5 \text{ mg L}^{-1}$  (As(V) + F<sup>-</sup>) ó  $3 \text{ mg L}^{-1}$  (MR), pH 7 ó 8,6 (MR),  $T = 23 \text{ }^\circ\text{C}$ ,  $I = 0,02 \text{ A}$  (As(V) y As(V) + F<sup>-</sup>) o  $0,04 \text{ A}$  (MR),  $V = 2 - 3 \text{ V}$ .

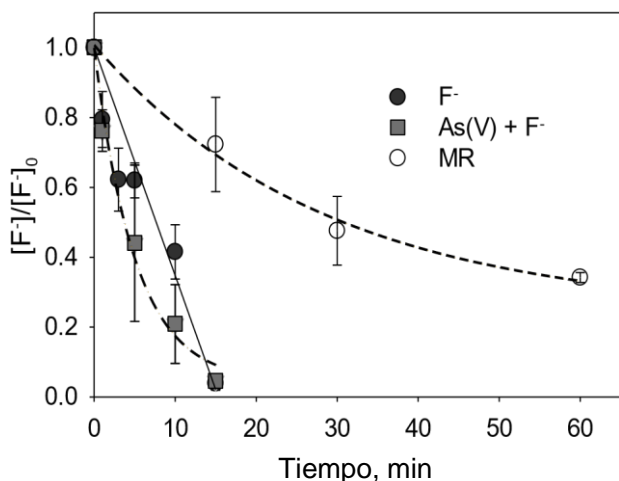


**Figura 2: Concentración normalizada de As(V) en soluciones tratadas con electrodos de Fe (símbolos llenos y líneas continuas) y de Al (símbolos vacíos y líneas a rayas).**

Los resultados de la Figura 2 muestran que la EC con electrodo de Al es más eficiente para

As(V) en muestras sintéticas, y que su eficiencia no se ve afectada por la presencia de F<sup>-</sup>. Por otro lado, se observa una fuerte inhibición en el caso de la MR, posiblemente debido a la presencia de carbonato y silicatos [14,25], siendo inhibición menor importante cuando se emplea un ánodo de Fe.

Los resultados de la remoción de F<sup>-</sup> mediante EC con ánodo de Al se muestran en la Figura 3. No se incluyen experimentos empleando ánodo de Fe porque no se obtuvo remoción significativa de F<sup>-</sup> en esta condición. Los experimentos se efectuaron bajo las siguientes condiciones: [F<sup>-</sup>]<sub>0</sub> = 5 mg L<sup>-1</sup> (F<sup>-</sup> ó As(V) + F<sup>-</sup>) ó [F<sup>-</sup>]<sub>0</sub> = 3 mg L<sup>-1</sup> (MR), [As(V)] = 5 mg L<sup>-1</sup> (As(V) + F<sup>-</sup>) ó 3 mg L<sup>-1</sup> (MR), pH 7 ó 8,6 (MR), T = 23 °C, I = 0,02 A (F<sup>-</sup> y As(V) + F) o 0,1 A (MR), V = 2 – 3,6 V.



**Figura 3: Remoción de F<sup>-</sup> mediante EC con electrodos de Al.**

En la Figura 3 se aprecia que, al igual que para el caso de As(V), no hay interferencias de As(V) para la remoción de F<sup>-</sup> en la muestra sintética; para la MR si se observa una interferencia significativa de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> y SiO<sub>3</sub><sup>2-</sup> [14],[25], pero se logra una concentración final de F<sup>-</sup> inferior a 1,5 mg L<sup>-1</sup>, límite máximo establecido por la OMS [1].

El consumo eléctrico por m<sup>3</sup> de agua (CE) tratada se calcula a partir de la ecuación (1), donde t es el tiempo de reacción necesario para lograr la remoción de contaminante deseada, y Vol es el volumen de líquido tratado:

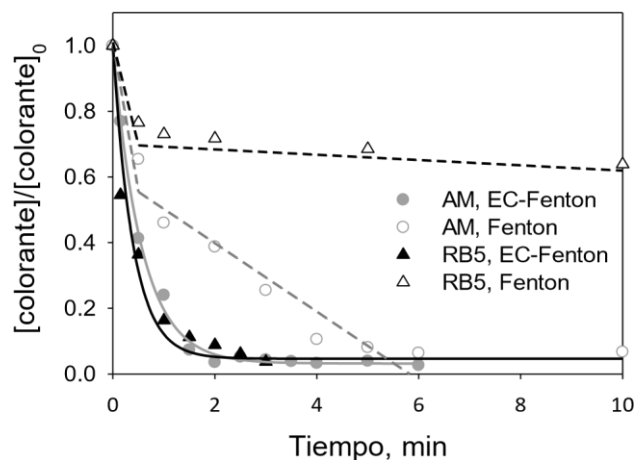
$$CE = \frac{I \times V \times t}{Vol} \quad (1)$$

Si se consideran los valores empleados para el tratamiento de As(V) en la MR (I = 0,04 A, V = 3 V, t = 60 min y Vol = 250 mL), se llega a que CE = 0,48 kWh m<sup>-3</sup>, inferior a los 0,81 kWh m<sup>-3</sup>

determinado para EC con ánodo de Fe de un agua real con [As]<sub>0</sub> = 0,164 mg L<sup>-1</sup> [10].

#### Remoción de colorantes por EC-Fenton y Fenton

En la Figura 4 se compara la degradación de AM y RB5 por EC-Fenton y Fenton en condiciones similares; en experimentos previos se determinó que [H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>] = 3,5 mM es la concentración óptima para RB5 [8]. Puede apreciarse que, para ambos colorantes, la degradación por EC-Fenton se completa en menos de 3 minutos, mientras que para Fenton la reacción es notoriamente más lenta, especialmente para RB5. Las condiciones de operación fueron: [AM]<sub>0</sub> = [RB5]<sub>0</sub> = 50 mg L<sup>-1</sup>, [H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>] = 3,5 mM, pH<sub>0</sub> 3, κ = 3,5 mS cm<sup>-1</sup>, T = 24 °C (cte); EC-Fenton: I = 0,01 A, V = 2,5 V; Fenton: [Fe(II)] = 37,4 μM.



**Figura 4: Degradación de AM y RB5 mediante EC-Fenton y Fenton.**

Debe destacarse que, al final de los experimentos con AM, se detectó la formación de un sólido insoluble formado por un producto de degradación. Empleando la ec. (1) y los datos experimentales (I = 0,01 A, V = 2,5 V, t = 3 min y Vol = 250 mL), se llega a que CE = 5.10<sup>-3</sup> kWh m<sup>-3</sup>, muy por debajo de los valores normalmente encontrados para tratamiento de efluentes (0,32,1 kWh m<sup>-3</sup> [15-18],[27], y de lo considerado viable para procesos novedosos de tratamiento de efluentes (< 1 kWh m<sup>-3</sup> [17]).

### Potencial reúso del agua en la industria textil

La mayoría de las industrias no dispone requisitos de calidad del agua; sin embargo, para la industria textil la Comisión Europea estableció el proyecto AquaFit4U que fija los requisitos indicados en la Tabla 2 [19],[20].

**Tabla 2: Requerimiento para el reúso de agua en la industria textil.**

PARAMETRO	VALOR
Color	No visible
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	60
pH	6,5 – 8,0
Conductividad (mS cm <sup>-1</sup> )	1,5
Sólidos suspendidos (mg L <sup>-1</sup> )	10
Fe (hierro) total	< 0,1

La gran eficiencia mostrada por el proceso ECFenton ensayado (Fig. 4) para remover AM y RB5, con tiempos de reacción en el orden de 3 minutos y valores de CE muy inferiores a los reportados en la literatura, indican que tiene un gran potencial para permitir el reúso de agua en la industria textil.

Debe destacarse que se requiere de una etapa de neutralización y sedimentación que permita cumplir con los requisitos de pH y remover el exceso de hierro total ([Fe]<sub>T</sub>). Los valores de conductividad no varían por el tratamiento, por lo que puede emplearse el efluente sin modificar este parámetro, si bien valores menores podrían aumentar el consumo eléctrico por la menor conductividad. Respecto de la demanda química de oxígeno (DQO), si bien no fue estudiado en este caso, reportes de literatura indican que este parámetro es poco modificado por tratamientos basados en la reacción de Fenton [16], pero se podría acoplar un tratamiento biológico ya que, al ser removidos completamente los colorantes, la toxicidad del efluente disminuye y su biodegradabilidad aumenta [17],[18], por lo que el acoplamiento de EC-Fenton a un proceso biológico permitiría reducir el valor de DQO a valores inferiores a 50 mg L<sup>-1</sup>. También podría emplearse para otros usos que tengan requisitos de calidad menos estrictos [16].

A partir de los reportes de literatura, el tratamiento de efluentes textiles con una

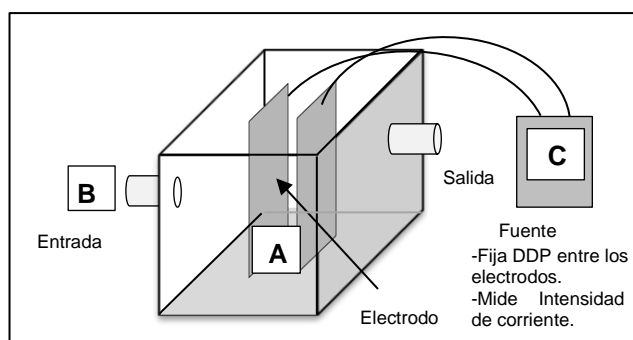
combinación de PEs, como los basados en la reacción de Fenton o en el uso de oxidación anódica, con procesos biológicos o de adsorción simples, permitirían reutilizar hasta el 70% del agua (principalmente en procesos de blanqueo y teñido) y el 72% de las sales [15],[16], mientras se mantiene la calidad de los productos textiles fabricados [20]. Debe destacarse que los requisitos de calidad pueden no ser conocidos de antemano, por lo que el % de reúso no necesariamente será un parámetro fijo; sin embargo, puede estimarse que hasta un 80% del agua requerida es de calidad media o baja, pasible de ser reutilizada con un adecuado proceso de tratamiento [20].

### Análisis de parámetros principales de escalado

En base al análisis de literatura descrito en la sección Metodología, para el proceso de escalado de una celda de reacción batch a un proceso continuo se establecieron 3 variables fundamentales:

- características de los electrodos; - composición del electrolito;
- condiciones y parámetros de operación.

Un esquema del modelo de reactor de un sistema continuo se muestra en la Figura 5.



**Figura 5: Esquema de la celda de reacción para proceso continuo.**

### Características de los electrodos (A)

Las propiedades de los electrodos que resultan más relevantes para el diseño del proceso son la forma, el material, y la distribución dentro de la celda de reacción.

La forma más frecuentemente utilizada es la de placas, debido a su accesibilidad y facilidad de operación y mantenimiento [9].

Con respecto al material de los electrodos, para efectuar una remoción simultánea de As(V) y F<sup>-</sup>,

se recomienda combinar placas de hierro, que remueve eficientemente el As(V) [10],[21],[22], con placas de aluminio, que es efectivo para la remoción del F<sup>-</sup>, [11],[23]. Los resultados obtenidos en las Figs. 2 y 3 indican que convendría emplear electrodos de Al, y reportes de literatura indican que la EC con ánodo de Al permite una más fácil separación de los barros generados por precipitación; sin embargo, el uso de electrodos de hierro permite el uso de ECFenton para el tratamiento de colorantes, que es notoriamente más eficiente que la EC sola para tratar estos contaminantes, como han mostrado trabajos previos del grupo [8].

Las placas deben estar ubicadas en paralelo con una distribución uniforme dentro de la celda, ya que esta disposición favorece a su vez la distribución uniforme de las líneas de campo generadas, que se traduce en una homogénea densidad de carga superficial. Este fenómeno tiene como consecuencia un aumento en la eficiencia de los electrodos [24].

#### Composición del electrolito (B)

La eficiencia del proceso de remoción de contaminantes puede verse afectada por la presencia en solución de determinadas especies. Algunos iones actúan como interferentes durante la reacción mientras que otros favorecen los procesos de electrolisis sin interferir en las reacciones deseadas. Los interferentes más comunes, presentados en orden creciente de efecto adverso, son los siguientes: SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>; HCOO<sup>-</sup>; CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>/HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>; PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>; C<sub>6</sub>H<sub>5</sub>O<sub>7</sub><sup>3-</sup> (citrato); NO<sub>3</sub><sup>-</sup> [25]. Con respecto a las especies que favorecen la reacción, se puede nombrar al cloruro, que puede emplearse para contrarrestar el efecto de dos de los interferentes mencionados previamente, en base a las siguientes proporciones molares: [NO<sub>3</sub>]/[Cl<sup>-</sup>] = 20; [HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>]/[Cl<sup>-</sup>] = 100 [25].

Debe destacarse que los efluentes textiles suelen tener altas concentraciones de cloruro y bajas de nitrato [19], por lo que los electrodos no deberían sufrir una pasivación significativa. Por otro lado, la presencia de cloruro también suele favorecer la degradación de colorantes por la generación de especies de cloro oxidantes, como hipoclorito, en el ánodo [17].

#### Condiciones y parámetros de operación (C)

Las condiciones de operación bajo las cuales se alcanza la máxima eficiencia de remoción se detallan en la Tabla 2.

**Tabla 2: Condiciones óptimas de operación.**

PARÁMETRO		VINCULACIÓN
Tipo de flujo	Turbulento [25]	Se debe optimizar el valor del caudal, ya que tiempos de residencia altos coinciden con baja turbulencia de flujo.
Caudal volumétrico	Bajo (altos tiempos de residencia) [25]	
Área Superficial Electrodo / Volumen Reactor	Mayor posible [25]	El aumento de la superficie de placa por unidad de volumen del reactor efectivamente disminuye la densidad de corriente requerida, pero esta última debe ajustarse al potencial de interfase de reacción.
Densidad de corriente. Intensidad / Área de electrodo (A.cm <sup>-2</sup> )	Mínima posible [13]	

Existen naturalmente otras variables que considerar al momento de determinar los valores óptimos de funcionamiento.

La densidad de corriente (DC) es uno de los parámetros que se relacionan directamente con el potencial de interfase (PI) anódico de reducción, estableciéndose entre ambos parámetros una relación directa. A su vez, el PI se establece como uno de los indicadores principales de desempeño del proceso, ya que permite determinar mediante una medición simple si en la celda de reacción se están obteniendo las reacciones deseadas, en función del rango de potencial de reducción correspondiente a las mismas, o si hay desviación de corriente hacia reacciones colaterales, generalmente indeseadas, que se ubican fuera del rango del potencial definido [25]. Si bien en los experimentos incluidos en las Figs. 2-4 no se han realizado determinaciones de PI, los valores de DC utilizados (0,5 – 5 mA cm<sup>-2</sup>) se encuentran por debajo de los valores normalmente utilizados para procesos electroquímicos [18].

## CONCLUSIONES

La electrocoagulación con electrodo de Al es el proceso más eficiente para remover As(V) y F<sup>-</sup>, tanto solos como combinados, en muestras sintéticas. Sin embargo, para el tratamiento de estos contaminantes en una MR, el electrodo de Fe es más eficiente, observándose una fuerte inhibición por el bicarbonato y el silicato presente en la MR; el valor de consumo eléctrico obtenido es de bajo a moderado (0,48 kWh m<sup>-3</sup>), por lo que

puede considerarse la aplicación de la EC para la potabilización de agua subterránea contaminada con As(V) y F<sup>-</sup> en Argentina.

Por otro lado, para el tratamiento de colorantes el proceso EC-Fenton es más eficiente que Fenton, presentando una mayor velocidad de reacción. La eficiente degradación obtenida para los colorantes estudiados (AM y RB5) permite considerar la factibilidad del acoplamiento de ECFenton con un tratamiento biológico para reducir la DQO del efluente, posibilitando un reúso significativo del agua de proceso que podría reducir hasta un 80% el consumo de agua en la industria textil.

Finalmente, se determinaron los parámetros operativos y las características de diseño para escalar los procesos batch de EC y EC-Fenton de la celda de reacción modelo a un proceso continuo para la remoción simultánea de As(V) y F<sup>-</sup> (EC) o colorantes textiles (EC-Fenton), siendo la única diferencia la adición de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al efluente textil en este último caso. A partir de las consideraciones de la composición química tanto del agua subterránea como del efluente, no sería necesario alterar su composición antes de ingresarla al reactor, por lo que no habría que anexar una etapa de pretratamiento al proceso.

Por otro lado, el diseño del reactor continuo debería considerar tanto un flujo turbulento dentro del mismo, como también la posibilidad de tener altos tiempos de residencia para algunos tratamientos (como por ej., la remoción de As(V) y F<sup>-</sup> por EC); a su vez debería maximizar el área de los electrodos, lo que ayuda a minimizar la DC, evitando la aparición de PI elevados que puedan producir reacciones indeseadas y minimizando el consumo eléctrico.

En líneas generales, por su efectividad, diseño accesible, facilidad de operación y automatización, el modelo de proceso continuo de un reactor electroquímico, que pueda emplearse tanto para reacciones de EC como de EC-Fenton, se presenta como una alternativa eficiente tanto para la potabilización de aguas subterráneas como para obtener un reúso significativo de agua en la industria textil.

## REFERENCIAS

[1] OMS (2019). *Drinking-water*. Disponible en <https://www.who.int/news-room/factsheets/detail/drinking-water> (último acceso 25/08/2021).

- [2] Litter, M.I.; Ingallinella, A.M.; Olmos, V.; Savio, M.; Difeo, G.; Bottoch, L.; Farfán Torres, E.M.; Taylor, S.; Frangie, S.; Herkovits, J.; Schalamuk, I.; González, M.J.; Berardozi, E.; García Einschlag, F.S.; Bhattacharya, P.; Ahmad, A. (2019). Arsenic in Argentina: Occurrence, human health, legislation and determination. *Science of the Total Environment*, 676, 756-766.
- [3] ONU-Agua. El agua en un mundo en constante cambio - El 3<sup>er</sup> Informe sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo. SC-2010/WWAP/04/ES.
- [4] Lellis, B.; Fávoro-Polonio, C.Z.; Pamphile, J.A.; Polonio, J.C. (2019). Effects of textile dyes on health and the environment and bioremediation potential of living organisms. *Biotechnology Research and Innovation*, 3, 275-290.
- [5] Zhou, M.; Oturan, M.A.; Sirés, I. (2018). *Electro-Fenton Process. New Trends and Scale-Up*. Springer. Nueva York.
- [6] Da Costa Soares, I.C.; Lopes da Silva, A.R.; Martins de Moura Santos, E.C.; Vieira dos Santos, E.; Ribeiro da Silva, D.; Martínez Huitle, C.A. (2020). Understanding the electrochemical oxidation of dyes on platinum and boron-doped diamond electrode surfaces: experimental and computational study. *Journal of Solid State Electrochemistry*, doi: 10.1007/s10008-020-04813-w.
- [7] Belmonte, M.; Lan, L.E.; Gómez, I.; García, F.; De Seta, E.G.; Espinoza, C.J.; Mugrabi, F.I.; Stanicio, F.; Reina, F.D.; Halac, E.B.; Quici, N.; Meichtry, J.M. (2019). Estudio comparativo de coagulación química y electrocoagulación aplicadas al tratamiento de As(V) y F<sup>-</sup> en aguas sintéticas y reales. *IV Congreso Nacional e Internacional de la Sociedad Argentina de Ciencia y Tecnología Ambiental*.
- [8] De Seta E.G.; Golubickas, A.; Marchisio, B.; Russo, A.; Di Fraia, G.; Lan L.; Belmonte, M.; Sánchez, P.; Reina F.; Meichtry J.M. (2020) Tratamiento de colorantes mediante Fenton y Electrocoagulación-Fenton. *2<sup>nd</sup> SDEWES Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*.
- [9] Kobya M.; Cheshmeh Soltani R.D.; Omwenea P.I.; Khataee A. (2020) A review on decontamination of arsenic contained water by electrocoagulation: Reactor configurations

and operating cost along with removal mechanisms. *Environmental Technology & Innovation*, 17, 100-519.

- [10] Bandaru, S.R.S.; Roy, A.; Gadgil, A.J.; Van Genuchten, C.M. (2020). Long-term electrode behavior during treatment of arsenic contaminated groundwater by a pilot-scale iron electrocoagulation system. *Water Research*, 175, 115-668.
- [11] Betancor-Abreu, A.; Mena, V.F.; González, S.; Delgado, S.; Souto, R.M.; Santana, J.J. (2019) Design and optimization of an electrocoagulation reactor for fluoride remediation in underground water sources for human consumption. *Journal of water process engineering*, 31, 100-865.
- [12] Hansen H.K.; Nuñez P.; Raboy D.; Schippacasse I.; Grandon R.; (2007). Electrocoagulation in wastewater containing arsenic. *Electrochimica*, 52, 3464–3470.
- [13] Emamjomeh, M.M.; Sivakumar, M. (2009). Fluoride removal by a continuous flow electrocoagulation reactor. *Journal of Environmental Management*, 90, 1204–1212.
- [14] Jadhav, S.V.; Bringas, E.; Yadav, G.D.; Rathod, V.K.; Ortiz, I.; Marathe, K.V. (2015). Arsenic and fluoride contaminated groundwaters: A review of current technologies for contaminants removal. *Journal of Environmental Management* 162, 306-325.
- [15] Buscio, V.; López-Grimau, V.; Álvarez, M.D.; Gutiérrez-Bouzán, C. (2019). Reducing the environmental impact of textile industry by reusing residual salts and water: ECUVal system. *Chemical Engineering Journal* 373 161-170.
- [16] Silva, L.G.M.; Moreira, F.C.; Cechinel, M.A.P.; Mazur, L.P.; Ulson de Souza, A.A.; Guelli U. Souza, S.M.A.; Boaventura, R.A.R.; Vilar, V.J.P. (2020). Integration of Fenton's reaction based processes and cation Exchange processes in textile wastewater treatment as a strategy for water reuse. *Journal of Environmental Management*, 272, 111-082.
- [17] Paździor, K.; Bilińska, L.; Ledakowicz, S. (2018). A review of the existing and emerging technologies in the combination of AOPs and biological processes in industrial textile wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 376, 120-597.
- [18] Ghanbari, F.; Moradi, M. (2015). A comparative study of electrocoagulation, electrochemical Fenton, electro-Fenton and peroxi-coagulation for decolorization of real textile wastewater: Electrical energy consumption and biodegradability improvement. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3, 499-506.
- [19] European Commission DG Research. Seventh Framework Programme. Theme 6 - Environment. Innovative technologies and services for sustainable water use in industries. *Collaborative Project – GA No. 211534*. ENV.2007.3.1.1.1. Disponible en: <https://cordis.europa.eu/project/id/211534/reporting/es> (último acceso 28/08/2021).
- [20] Vajnhandl, S.; Valh, J.V. (2014). The status of water reuse in European textile sector. *Journal of Environmental Management*, 141, 29-35.
- [21] Müller, S.; Behrends, T.; Van Genuchten, C.M. (2019). Sustaining efficient production of aqueous iron during repeated operation of Fe(0)-electrocoagulation. *Water Research*, 155, 455-464.
- [22] Del Signore, G. (2009). Process and method for the removal of arsenic from water. Patente N° US 20090008267 A1.
- [23] Tandukar, M.; Unger, K.; Endler, P. (2016). Cathode, electrochemical cell and its use. Patente N° US 20160075572 A1.
- [24] Vázquez A., Rodríguez I., Lázaro I., (2012). Primary potential and current density distribution analysis. *Chemical Engineering Journal*, 179, 253-261.
- [25] Genuchten, C.M.; Dalby, K.N.; Ceccato, M.; Stipp, S.L.S.; Dideriksen, K. (2017). Factors affecting the Faradaic efficiency of Fe(0) electrocoagulation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5, 4958–4968.
- [26] Capodaglio, A.G.; Olsson, G. (2020). Energy Issues in Sustainable Urban Wastewater Management: Use, Demand Reduction and Recovery in the Urban Water Cycle. *Sustainability* 12, 266.
- [27] Miklos, D.B.; Remy, C.; Jekel, M.; Linden, K.G.; Drewes, J.E.; Hübner, U. (2018). Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment - A critical review. *Water Research*, 139, 118-131.