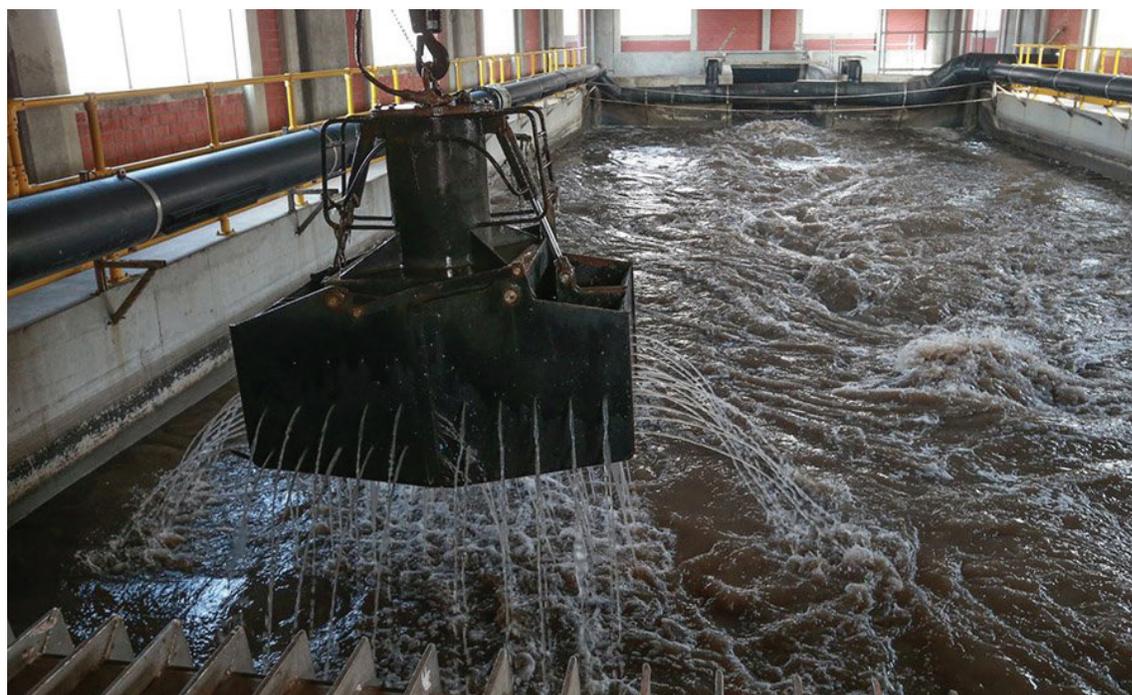


Alternativa Electroquímica para el Tratamiento de Aguas con Cromo Hexavalente

Juan Antonio Yáñez Varela ^a, Sergio Alejandro Martínez Delgadillo ^b,
Jesús Eduardo Lugo Hinojosa ^c



Acerca de los autores

^a Unidad de Estudios Superiores Tultitlán de la Universidad Mexiquense del Bicentenario, Tultitlán Estado de México, México, juan.varela@umb.mx

^b Departamento de Ciencias Básicas, Unidad Azcapotzalco, Universidad Autónoma Metropolitana, Ciudad de México, México, samd@azc.uam.mx

^c Posgrado en Ingeniería de Procesos, Unidad Azcapotzalco, Universidad Autónoma Metropolitana, Ciudad de México, México, jesedulugo@yahoo.com.mx

Resumen

La presencia de cromo hexavalente, Cr(VI), en efluentes industriales, es una preocupación ambiental significativa, debido a su alta toxicidad y persistencia. Este artículo revisa diversas técnicas desarrolladas para la remoción eficiente de Cr(VI) de medios acuosos, con un enfoque particular en los métodos electroquímicos. Entre las tecnologías examinadas, el proceso de electro-reducción indirecta usando electrodos de hierro, destaca por su

flexibilidad, facilidad de instalación y bajo consumo energético. A través de una serie de estudios de caso, se demostró que esta técnica es eficaz en el tratamiento de aguas altamente contaminadas, tanto en entornos de laboratorio como a escala industrial. Además, se exploraron desafíos operativos como la pasivación del electrodo y se discutieron estrategias para mitigarlos, mejorando así la eficiencia del proceso. Finalmente, se recomienda la continuación de la investigación para optimizar aún más estas tecnologías y explorar su integración con fuentes de energía renovable, lo que podría ofrecer soluciones más sostenibles y económicamente viables para el tratamiento de efluentes industriales.

Palabras Clave

Cromo hexavalente, Reactores electroquímicos, Tanque de agitación, Reactor tubular, Electroodos de hierro.

Abstract

The presence of hexavalent chromium, Cr(VI), in industrial effluents poses a significant environmental concern due to its high toxicity and persistence. This article, reviews various techniques developed for the efficient removal of Cr(VI) from aqueous environments, with a particular focus on electrochemical methods. Among the technologies examined, the process of indirect electro-reduction using iron electrodes stands out for its flexibility, ease of installation, and low energy consumption. Through a series of case studies, this technique has been demonstrated to be effective in treating highly contaminated waters, both in laboratory settings and on an industrial scale. In addition, operational challenges such as electrode passivation were explored, and strategies to mitigate them were discussed, thereby improving the process efficiency. Finally, continued research is recommended to further optimize these technologies and explore their integration with renewable energy sources, which could offer more sustainable and economically viable solutions for industrial effluent treatment.





Keywords

Hexavalent chromium, electrochemical reactors, stirred tank, tubular reactor, iron electrodes.

Introducción

El cromo hexavalente, Cr(VI), es un compuesto ampliamente utilizado en la industria para la manufactura de una gran variedad de productos químicos, textiles, metalúrgicos y en procesos galvánicos (Sharma *et al.*, 2022). A diferencia de las presentaciones más comunes y menos tóxicas del metal, como el cromo en su estado elemental (Cr) y el cromo trivalente, Cr(III), el Cr(VI) no se encuentra de manera natural en el ambiente. Su presencia es indicativa de fuentes antropogénicas, es decir, originadas por actividades humanas. Cabe destacar que el Cr(VI) es aproximadamente 1,000 veces más tóxico para los sistemas bioquímicos que el Cr(III) (Ruotolo & Liao, 2004). En la industria, las sales de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) son utilizadas para obtener Cr(VI) al ser solubilizadas en medios acuosos. Sin embargo, la eficiencia de estos procesos industriales a menudo resulta en la generación de residuos líquidos que contienen concentraciones de Cr(VI) que exceden los límites establecidos por la normativa mexicana actual, especificados en 0.5 mg/L por la NOM-001-SEMARNAT-2021 (SEMARNAT, 2021). Un caso particular de esta situación, se observa en la industria de cromado, donde se recubren piezas metálicas mediante la técnica de electrodeposición. Este método implica sumergir las piezas en soluciones altamente concentradas de Cr(VI) dentro de celdas galvánicas, con el objetivo de depositar electroquímicamente el cromo en las superficies metálicas. Después de este proceso, las piezas se enjuagan en tinajas para remover el exceso de cromo, resultando en un arrastre de residuos que contiene altas concentraciones de este metal, superando los estándares permitidos.

Debido a la alta toxicidad del cromo hexavalente y a las estrictas normativas que regulan su disposición, es imprescindible que los residuos líquidos derivados de estos procesos industriales sean tratados antes de ser vertidos al alcantarillado municipal. Dada la relevancia de este compuesto en la industria y de su impacto negativo sobre el medio ambiente y los organismos vivos, se han desarrollado diversas tecnologías para el tratamiento de estos efluentes. En la Tabla 1 se enumeran algunas de estas alternativas, destacando tanto las ventajas como las desventajas de cada método de tratamiento.

TABLA 1

VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS TIPOS DE TRATAMIENTO PARA LA REMOCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE EN RESIDUOS LÍQUIDOS.

Tipo de Tratamiento	Principales Agentes	Ventajas	Desventajas
Coagulación Química	<ul style="list-style-type: none"> • Compuestos Sulfurados • Sales de Hierro 	<ul style="list-style-type: none"> • Bajo costo de inversión • Fácil de implementar 	<ul style="list-style-type: none"> • No efectivo en efluentes con concentraciones bajas (<100 mg L⁻¹) • Produce grandes cantidades de residuos sólidos.
Adsorción	<ul style="list-style-type: none"> • Carbón Activado • Bio-adsorbente • Desechos groindustriales • Quitosano 	<ul style="list-style-type: none"> • Bajo costo de inversión • Viabilidad y factibilidad • Operación sencilla y eficiente 	<ul style="list-style-type: none"> • Difícil recuperación del empaque adsorbente. • Para incrementar eficiencia, algunos adsorbentes requieren modificaciones químicas.
Filtración con Membranas	<ul style="list-style-type: none"> • Membrana Inorgánica • Membrana Polimérica • Membrana Líquida 	<ul style="list-style-type: none"> • Requieren poco espacio • Bajo consumo energético • No genera residuo sólido 	<ul style="list-style-type: none"> • Poca estabilidad térmica y química. • Control de pH para evitar rechazo de compuestos de Cr(VI). • Alto costo de inversión y mantenimiento.
Intercambio Iónico	<ul style="list-style-type: none"> • Resinas 	<ul style="list-style-type: none"> • Alta selectividad • Bajo consumo energético • Posible recuperación del Cr 	<ul style="list-style-type: none"> • Control riguroso de la concentración de Cr(VI) a la entrada. • La alimentación debe ser calentada para mejorar la eficiencia. • Diferentes etapas deben ser empleadas.

El primer método de tratamiento listado en la Tabla 1 es la coagulación química, ampliamente adoptada en la industria para subsanar este problema. El proceso se basa en el uso de sales que, al reducir y coagular las especies de Cr(VI), facilitan su remoción de soluciones acuosas mediante la formación de un precipitado fácilmente separable por medios mecánicos. La implementación de este tratamiento fisicoquímico es relativamente sencilla, ya que únicamente

requiere un tanque y agitación suave para que el proceso ocurra de manera eficaz (El Gaayda *et al.*, 2023). El segundo método, la adsorción, ha ganado importancia debido a la diversidad de materiales adsorbentes estudiados específicamente para este contexto. Aunque la operación e instalación de este proceso son simples, su principal desafío radica en la necesidad de reemplazar periódicamente el material adsorbente para mantener la eficiencia de remoción, complicándose por la dificultad de recuperar el adsorbente sin contaminación (Owlad *et al.*, 2009). Los últimos tratamientos mencionados en la Tabla 1, son la filtración con membranas y el intercambio iónico, ambos destacados por su alta selectividad hacia compuestos específicos. Sin embargo, su aplicabilidad se reduce cuando los efluentes contienen diversos contaminantes, ya que la rápida saturación de los medios reduce significativamente la eficacia del proceso.

Mientras que los métodos mencionados en la Tabla 1 han mostrado ser efectivos bajo ciertas condiciones, las tecnologías electroquímicas representan una alternativa prometedora, ofreciendo soluciones específicas a las limitaciones de los procesos anteriores. Estas tecnologías serán exploradas con mayor detalle en la siguiente sección.

1. Métodos electroquímicos

Aunque los métodos electroquímicos se han utilizado desde 1889, su aplicación ha ganado un renovado interés en las últimas décadas, especialmente en la resolución de problemas ambientales (Chen, 2004). Destacados por el uso del “reactivo limpio”, el electrón, que puede ser generado a partir de fuentes de energía renovables, estos procesos son particularmente valiosos en el tratamiento de aguas con altas concentraciones de cromo hexavalente (Jin *et al.*, 2016). Se han desarrollado diversas tecnologías electroquímicas que se detallan en la Tabla 2, donde además se describen sus ventajas y desventajas, así como los materiales utilizados para los electrodos en las celdas electroquímicas.

TABLA 2

VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS TIPOS DE TRATAMIENTO ELECTROQUÍMICOS PARA LA REMOCIÓN CROMO HEXAVALENTE DE RESIDUOS LÍQUIDOS.

Tecnología Electroquímica	Ventajas	Desventaja	Material de los Electrodos
Electrodiálisis	<ul style="list-style-type: none"> Alta efectividad para efluentes con baja concentración Unidades pequeñas Posibilidad de recuperar el Cr 	<ul style="list-style-type: none"> Los costos de mantenimiento e inversión son altos. Poca estabilidad térmica y química de las membranas. 	<ul style="list-style-type: none"> Acero Cobre

Electrocoagulación	<ul style="list-style-type: none"> • Alta eficiencia • Fácil operación • Flexibilidad 	<ul style="list-style-type: none"> • Cambio del ánodo de sacrificio por el desgaste. • No se asegura reducción al 100%. • Producción de lodo residual. 	<ul style="list-style-type: none"> • Hierro • Aluminio • Acero
Electro-reducción	<ul style="list-style-type: none"> • Reducción directa • Fácil implementación 	<ul style="list-style-type: none"> • Alto costo de inversión. • Se requiere una segunda etapa para la precipitación. 	<ul style="list-style-type: none"> • Acero • Oro • Cobre • Diamante • Carbón y grafito • Polímero conductor

La electrodiálisis, el primer proceso mencionado en la Tabla 2, utiliza membranas selectivas para atraer específicamente iones o cationes, aprovechando las cargas generadas por los electrodos para impulsar este movimiento. Esta capacidad selectiva, hace que la electrodiálisis sea particularmente adecuada para la recuperación de Cr(VI). En segundo lugar, la electrocoagulación, ampliamente aplicada en el tratamiento de aguas residuales, se destaca por su flexibilidad operativa y fácil implementación. En este proceso, se genera *in situ* el agente coagulante, generalmente un ion metálico proveniente de hierro o aluminio, que actúa desestabilizando las cargas del Cr(VI) para flocularlo y precipitarlo. A diferencia de la electrodiálisis, la electrocoagulación requiere menores costos de inversión, aunque produce una cantidad considerable de residuos sólidos. Finalmente, el último es el proceso de electro-reducción, que puede ocurrir directamente en el cátodo o de manera indirecta, es decir, a través de un agente reductor metálico liberado por el ánodo que induce la reducción dentro de la solución. Aunque la reducción directa es energéticamente demandante, se han desarrollado alternativas para mejorar su eficiencia, como el uso de corriente alterna o la operación de las celdas electroquímicas con pulsos de corriente. Sin embargo, la reducción indirecta se ha revelado como una opción energéticamente más eficiente, especialmente cuando se utilizan electrodos de hierro. Esta técnica será analizada en detalle en las siguientes secciones para explorar su fundamento teórico y revisar experiencias prácticas de su aplicación.

2. Electroreducción indirecta de Cr(VI) con electrodos de Fe

El proceso de electro-reducción empleando electrodos de hierro, ha demostrado ser especialmente eficaz en el tratamiento de aguas de enjuague en la industria galvanoplástica, donde dichas aguas presentan altas concentraciones de Cr(VI) y bajas de otros contaminantes. Esta técnica representa una opción viable para pequeñas y medianas empresas galvanoplásticas que buscan soluciones de tratamiento costeables, dada su incapacidad para realizar grandes inversiones en sistemas de tratamiento avanzados.

La eficacia de la remoción de Cr(VI) mediante este proceso, depende fuertemente de condiciones operativas, como el material de los electrodos y el pH del medio. Utilizar electrodos de hierro, como el acero al carbón, es una estrategia que reduce significativamente los costos de inversión, gracias a la economía de estos materiales. Sin embargo, es crucial mantener un control riguroso del pH de la solución, para asegurar que la remoción del Cr(VI) se lleve a cabo a través de la electro-reducción y no mediante electrocoagulación.

Es importante destacar que las especies de Cr(VI) permanecen solubles en todo el rango de pH, mientras que el Cr(III) comienza a ser insoluble, formando $\text{Cr}(\text{OH})_3$ a partir de un pH de 4. Esto subraya la importancia de la reducción de Cr(VI) en cualquier tecnología orientada a remover compuestos de cromo de medios acuosos, ya que en condiciones naturales el pH suele ser neutro, lo que provoca la precipitación de Cr(III). En el proceso de electro-reducción esquematizado en la Figura 1 A, el uso de electrodos de hierro conduce a la disolución de Fe(II) en la solución debido al paso de la corriente eléctrica. Este Fe(II) se oxida a Fe(III), actuando como un agente reductor de las especies de Cr(VI). Si el pH se mantiene por debajo de 2.4 unidades, el Fe(III) permanece soluble durante el proceso, permitiendo su contacto continuo con el cátodo para regenerar Fe(II). En contraste, si el pH no se controla adecuadamente, la ionización catódica del agua genera iones hidroxilo (OH^-), lo que provoca el aumento del pH del medio, a medida que avanza el tiempo de electrólisis. Esto favorece la continua formación de hidróxidos metálicos y su posterior precipitación, desviando el proceso de electro-reducción hacia la electrocoagulación (Barrera-Díaz *et al.*, 2012), tal como se muestra en la Figura 1 B.

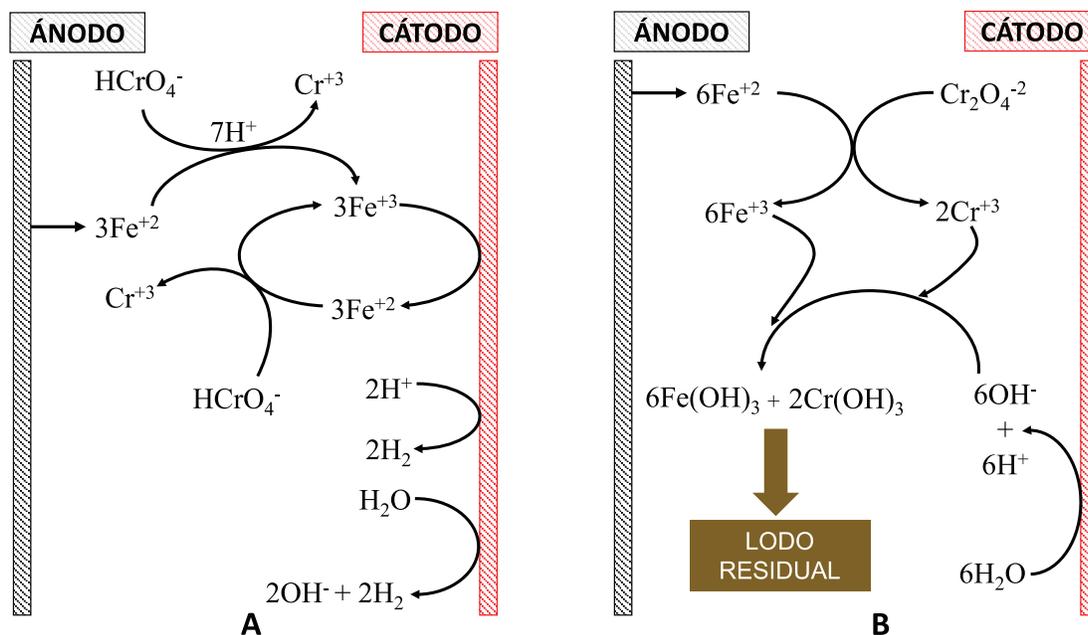


Figura 1

Esquemas de reacción para (A) Electro-reducción y (B)

Por lo tanto, cuando el pH se controla en condiciones ácidas (<2.4 unidades) durante todo el tiempo de electrólisis, el proceso es denominado electro-reducción (o reducción electroquímica). Sin embargo, cuando el pH no es controlado adecuadamente, el proceso se conoce como electrocoagulación. Aunque la electro-reducción con electrodos de hierro en condiciones ácidas requiere una operación adicional para lograr la precipitación de las especies, esta técnica tiene la ventaja de un menor consumo energético, lo que puede resultar en costos de operación más bajos.

3. Experiencias en la implementación de sistemas de reacción

3.1 Reactor de baño y placas

La aplicación de este proceso comenzó a explorarse en un sistema de celda electroquímica de baño con placas de 2 L de capacidad, como el que se muestra en la Figura 2. El agua que trató este sistema, provenía de una industria metalúrgica que contenía una concentración de 1000 mg/L. En este

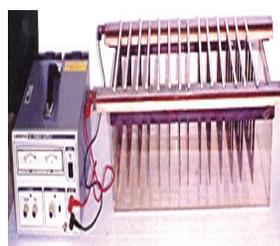
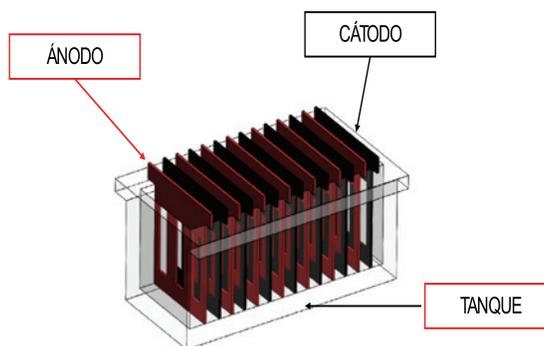


Figura 2

Celda electroquímica de baño con electrodos en placas.

reactor a escala laboratorio, se logró demostrar que la velocidad de reacción es adecuadamente descrita por una cinética de orden variable. Además, se observó que, tras periodos prolongados de operación, los electrodos se recubrían con una capa de óxidos. Este fenómeno, conocido como pasivación de los electrodos, genera la necesidad de incrementar el voltaje para mantener una intensidad de corriente constante durante el proceso (Martínez *et al.*, 2000).

Este diseño fue suficientemente bien estudiado para ser aplicado a nivel industrial, teniendo como resultado el desarrollo de un reactor para tratar las aguas de enjuague en la empresa Cromatos, S.A. de C.V. Esta industria enfrentaba el problema de que sus aguas de enjuague de procesos de

cromado contenían concentraciones de aproximadamente 200 mg/L de Cr(VI), superando los límites establecidos por la regulación ambiental. Por lo tanto, el reactor fue escalado del modelo de laboratorio que se muestra en la Figura 2, a un volumen operativo de 120 L. Este reactor industrial utilizó 15 electrodos, distribuidos entre 7 ánodos y 8 cátodos (como se aprecia en la Figura 3 B), y operó con intensidades de corriente que variaron de 100 a 1000 A. El reactor instalado en esta empresa se presenta en la Figura 3 A. Dado que la operación en la empresa se realizaba en lotes, el reactor fue adaptado para manejar el volumen requerido diariamente. Este reactor demostró ser capaz de reducir la concentración de Cr(VI) en la solución a menos de 0.5 mg/L en 200 minutos, con una intensidad de corriente de 100 A. Un aspecto interesante de este sistema, es que el tiempo de reacción disminuía conforme se operaba el reactor con mayor intensidad de corriente; sin embargo, esto implicaba un mayor consumo energético.

Al igual que el reactor a escala de laboratorio, el sistema industrial también experimentaba el problema de la pasivación, un fenómeno que se intensificaba con el tiempo de uso. Esta situación reducía el interés de los industriales en utilizar este sistema, debido al alto costo asociado con el aumento en el consumo energético. Para contrarrestar este problema, se implementaron algunas estrategias, como limpiar los electrodos lijándolos u operar el reactor con una solución concentrada de cloruro de sodio para promover el “pitting”, término que describe la corrosión que se produce en los electrodos debido a la generación de cloro gaseoso. De esta forma, se lograba disminuir periódicamente la pasivación de los electrodos.

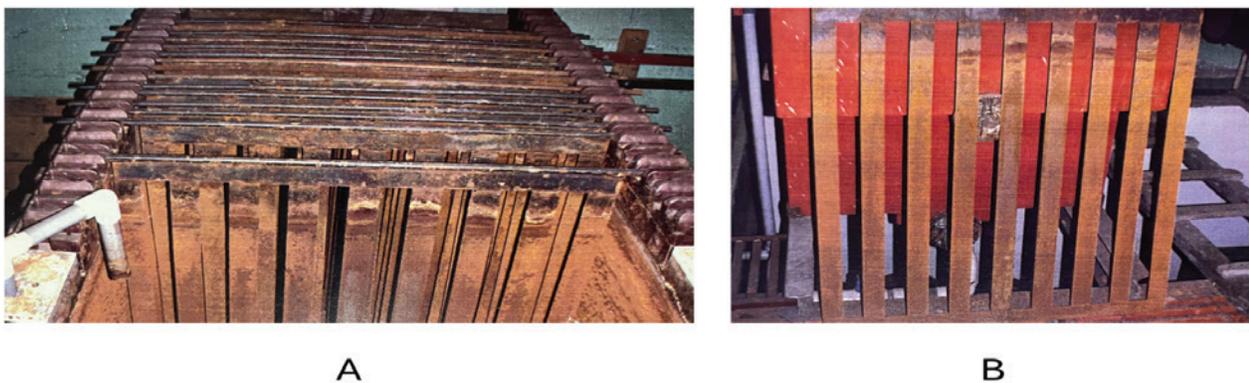


Figura 3

- (A) Reactor industrial.
- (B) Placa de electrodo.

3.2 Reactores tubulares

La configuración de reactores tubulares también se evaluó para la remoción de Cr(VI), como se muestra en la Figura 4. Este diseño incorpora un cátodo central de hierro rodeado por un ánodo en forma de espiral, ambos distribuidos a lo largo del reactor tubular. La alimentación del reactor se introduce por la parte inferior, mientras que la salida de flujo se sitúa en la parte superior, equipada con un rebosadero (Rodríguez & Martínez, 2005).

En este reactor, la importancia del pH en la operación fue evidente, tal como se abordó en la sección anterior. Además, se investigaron distintas ubicaciones para la alimentación del reactor, con el objetivo de determinar cuál de ellas provocaba la menor dispersión axial, buscando establecer la configuración óptima. Sin embargo, a pesar de los esfuerzos por optimizar este reactor y reducir su dispersión axial, se observó que disminuir la dispersión no mejoraba la eficiencia de remoción de Cr(VI). Esto llevó a la conclusión de que este proceso se beneficia de una amplia dispersión para facilitar las reacciones electroquímicas y químicas necesarias. Por lo tanto, el siguiente paso fue explorar sistemas con mezcla completa.

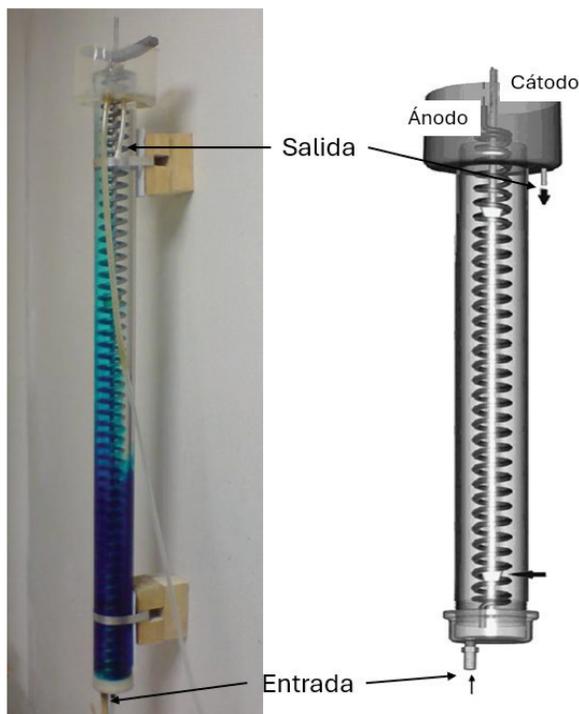


Figura 4

Reactor electroquímico tubular con ánodo espiral.

3.3 Reactores de mezcla completa

El primer reactor de mezcla completa propuesto para la remoción de cromo hexavalente, fue el reactor electroquímico con anillos rotatorios de 12 L. Este reactor fue denominado así debido a que su electrodo consistía en anillos, que se muestran en la Figura 5, alternando posiciones entre un ánodo (anillos cafés) y un cátodo (anillos plateados). Debido a que los anillos rotaban y proporcionaban la agitación a la solución electrolítica que contiene el reactor electroquímico, esta configuración requería una conexión especial en el eje del motor de agitación para conectar el electrodo a la fuente de energía. Además, el reactor estaba equipado con cuatro deflectores convencionales para prevenir la formación de un vórtice concéntrico. En este reactor se trataron aguas de industrias cromadoras con concentraciones de hasta 1000 mg/L. Sin embargo, uno de los hallazgos más relevantes fue la gran dependencia entre la velocidad de agitación del reactor y el tiempo de reacción; al operar el reactor a una mayor velocidad de agitación, se reducía significativamente el tiempo necesario para alcanzar las concentraciones permisibles de Cr(VI) en el líquido (Rodríguez R. *et al.*, 2009).

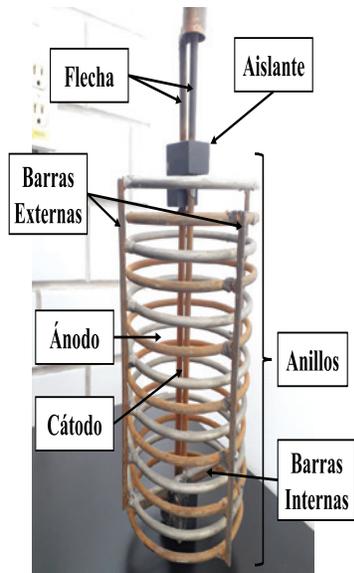


Figura 5

Electrodo de anillos rotatorios.

Gracias a la reducción en la pasivación del electrodo, facilitada por el incremento en la velocidad de agitación y los esfuerzos constantes ejercidos por el fluido de operación, este sistema logró registrar los consumos energéticos más bajos para el tratamiento electroquímico de aguas contaminadas con Cr(VI). Esto motivó el escalamiento del reactor a un nivel semiindustrial, implementando un sistema de tres reactores en cascada, cada uno con un volumen de operación de 170 L. Este sistema de reactores en cascada se puede observar en la Figura 6. Con este arreglo, se alcanzaron consumos energéticos de hasta 4 kW-h/kg-Cr(VI), demostrando la versatilidad del sistema para operar tanto de manera continua como en lotes. Sin embargo, se enfrentaron algunas dificultades operativas, como el sobrecalentamiento de la conexión en el eje del motor al operar el sistema por largos períodos y a altas velocidades de reacción. El más reciente reactor propuesto para el tratamiento de efluentes

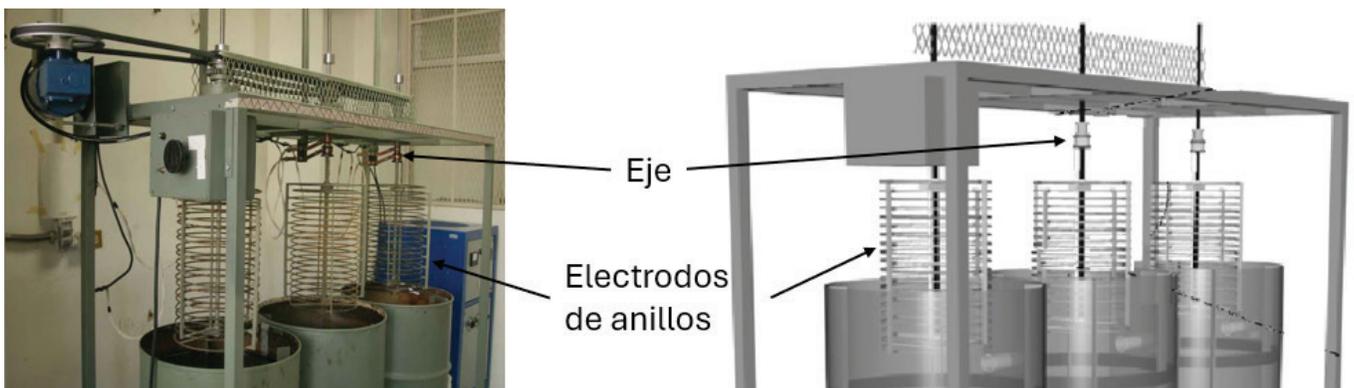


Figura 6

Sistema de reactores de mezcla completa en cascada.

contaminados con Cr(VI), es el reactor electroquímico de 19 L, equipado con electro-deflectores, mostrado en la Figura 7. Estos dispositivos tienen la función dual de desviar el flujo tangencial generado por los agitadores axiales, situados en el centro del tanque, y actuar como electrodos. Cada electro-deflector está compuesto por dos varillas, una que funciona como cátodo (negra) y la otra como ánodo (roja). Se colocan ocho electro-deflectores de manera simétrica en el tanque, y la agitación se logra mediante dos impulsores axiales que promueven la dispersión de los componentes. Este diseño ha incrementado el área de contacto en un 25% con respecto al reactor de anillos rotatorios. En pruebas de laboratorio con agua contaminada que presentaba una concentración de 130 mg/L de Cr(VI), el sistema logró alcanzar consumos energéticos de hasta 1.5 kW-h/kg-Cr(VI). Además, este diseño presenta la ventaja de no tener conexiones que estén expuestas a partes móviles, evitando el sobrecalentamiento que se observó en el electrodo de anillos rotatorios (Yáñez-Varela *et al.*, 2024).



Figura 7

Reactor electroquímico equipado con electro-deflectores.

Conclusiones

En este artículo se ha discutido la importancia crítica de remover el cromo hexavalente (Cr(VI)) de medios acuosos, destacando su relevancia tanto para la industria como para la protección ambiental. Se presentaron diversas técnicas desarrolladas para tratar efluentes contaminados con Cr(VI), subrayando que cada técnica posee ventajas y limitaciones específicas. Dentro de este espectro, las técnicas electroquímicas emergen como opciones particularmente flexibles y fáciles de instalar, con especial énfasis en el proceso

de electro-reducción indirecta utilizando electrodos de hierro. Este método no solo es eficiente para tratar aguas con altas concentraciones de Cr(VI), sino que también se destaca por su bajo consumo energético.

Además, se realizó una revisión de experiencias con distintos sistemas de reacción que han aplicado esta técnica a nivel de laboratorio e industrial, resaltando hallazgos relevantes que han mejorado la operación y aplicación de estos sistemas. Entre estos avances, se incluyen la optimización de la agitación y la gestión de la pasivación del electrodo, aspectos que han probado ser fundamentales para la eficacia del tratamiento. A partir de estos estudios, se concluye que la adaptación y mejora continua de las tecnologías electroquímicas podrían ofrecer soluciones aún más eficientes y sostenibles para el tratamiento de efluentes contaminados por metales pesados. Se recomienda realizar más investigaciones que exploren la integración de estas técnicas con otras tecnologías emergentes, como el uso de energías renovables para minimizar aún más el impacto ambiental y económico asociado con la purificación de agua contaminada.



Fotografías

<https://www.hannacolombia.com/aqua/blog/item/reduciendo-cromo-en-aguas-residuales-de-galvanizado>

<https://institutodelagua.es/aguas-residuales/carbono-organico-total-en-aguas-residualesaguas-residuales-2/>

<https://jom.es/procesos-industriales-el-tratamiento-de-aguas-residuales/>

<https://aconsa-lab.com/metales-pesados-en-el-agua-potable/>

Referencias

Barrera-Díaz, C. E., Lugo-Lugo, V., & Bilyeu, B. (2012). "A review of chemical, electrochemical and biological methods for aqueous Cr(VI) reduction". *Journal of Hazardous Materials*, 223-224, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.054>

Chen, G. (2004). "Electrochemical technologies in wastewater treatment". *Separation and Purification Technology*, 38(1), 11-41. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>

El Gaayda, J., Rachid, Y., Titchou, F. E., Barra, I., Hsini, A., Yap, P.-S., Oh, W.-D., Swanson, C., Hamdani, M., & Akbour, R. A. (2023). "Optimizing removal of chromium (VI) ions from water by coagulation process using central composite design: Effectiveness of grape seed as a green coagulant". *Separation and Purification Technology*, 307(122805), 122805. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122805>

Jin, W., Du, H., Zheng, S., & Zhang, Y. (2016). "Electrochemical processes for the environmental remediation of toxic Cr(VI): A review". *Electrochimica Acta*, 191, 1044-1055. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2016.01.130>

Martínez, S. A., Rodríguez, M. G., & Barrera, C. (2000). "A kinetic model that describes removal of chromium VI from rinsing waters of the metal finishing industry by electrochemical processes". *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 42(5-6), 55-61. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0495>

Owlad, M., Aroua, M. K., Daud, W. A. W., & Baroutian, S. (2009). "Removal of hexavalent chromium-contaminated water and wastewater: A review". *Water, Air, and Soil Pollution*, 200(1-4), 59-77. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9893-7>

Rodríguez, M. G., & Martínez, S. A. D. (2005). "Removal of Cr(VI) from wastewaters in a tubular electrochemical reactor. Journal of Environmental Science and Health". Part A, *Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 40(12), 2215-2225. <https://doi.org/10.1080/10934520500234742>

Rodríguez R., M. G., Mendoza, V., Puebla, H., & Martínez D., S. A. (2009). "Removal of Cr(VI) from wastewaters at semi-industrial electrochemical reactors with rotating ring electrodes". *Journal of Hazardous Materials*, 163(2-3), 1221-1229. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.114>

Ruotolo, L. A. M., & Liao, A. A. (2004). "Reaction rate and electrochemical stability of conducting polymer films used for the reduction of hexavalent chromium". *Journal of Applied Electrochemistry*, 34(12), 1259-1263. <https://doi.org/10.1007/s10800-004-1700-6>

SEMARNAT. (2021). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la Nación.

Sharma, P., Singh, S. P., Parakh, S. K., & Tong, Y. W. (2022). "Health hazards of hexavalent chromium (Cr (VI)) and its microbial reduction". *Bioengineered*, 13(3), 4923-4938. <https://doi.org/10.1010/21655979.2022.2037273>

Yáñez-Varela, J. A., Martínez-Delgado, S. A., Lugo-Hinojosa, J. E., González-Neria, I., Alonzo-García, A., & Mendoza-Escamilla, V. X. (2024). "Effect of the electrode geometry on the performance of a batch electrochemical reactor used for Cr(VI) removal". *Journal of Water Process Engineering*, 57(104671), 104671. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104671>