

Métodos de remoción de metales en aguas para consumo humano: Una revisión

Heavy metal removal methods in water for human consumption: A review

Sebastián Zúñiga-Martínez¹✉, Óscar Fidencio Ibáñez-Hernández¹, Jorge Salas Plata-Mendoza¹, Edith Flores-Tavizón¹, Gilberto Velázquez-Angulo¹

¹Depto. de Ingeniería Civil y Ambiental, Instituto de Ingeniería y Tecnología, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, México.

RESUMEN

La contaminación de las fuentes de agua naturales empleadas para el abastecimiento humano es una problemática en crecimiento alrededor del mundo, en especial por el aumento de sustancias tóxicas presentes en estas. Lo anterior conlleva a la evaluación de alternativas de tratamiento para la remoción de metales pesados. En el presente documento se recopiló información disponible en diferentes medios físicos y electrónicos en torno a los métodos empleados para la potabilización del agua y los costos asociados al volumen de agua procesada y/o porcentaje de contaminantes removidos. Con esto, se encontró que los métodos fisicoquímicos, por membranas, adsorbentes y electroquímicos, son los más empleados para la remoción de metales pesados en el agua potable, siendo los métodos fisicoquímicos los más económicos en su operación (0.0163 USD/m³) y los de membrana de ósmosis inversa los más costosos (0.3319 USD/m³). Además, estos costos están relacionados con la remoción de sustancias como As, Cr, Cd, Cu, Hg, Pb, Ni y de las cuales, se detectó al As y Pb como los más relevantes. Además, hay gran variedad de métodos que son aplicables a la potabilización del agua, sin embargo, la selección de estos debe ajustarse a la situación general de la fuente de agua existente, la legislación aplicable, las necesidades de la población y los recursos disponibles para su tratamiento.

PALABRAS CLAVE: aguas subterráneas; metales pesados; remoción de metales pesados; tratamientos de aguas residuales; tratamientos de agua potable.

ABSTRACT

The contamination of natural water sources used for human supply is a growing problem around the world, especially due to the increase of toxic substances present in them. This leads to the evaluation of treatment alternatives for the removal of heavy metals. In this document, information available in different physical and electronic media regarding the methods used for water purification and the costs associated with the volume processed of water and/or the percentage of pollutants removed was collected. It was found that physicochemical, membrane, adsorbent and electrochemical methods are the most commonly used for the removal of heavy metals from drinking water, with physicochemical methods being the most economical to operate (0.0163 USD/m³) and, on the contrary, with reverse osmosis membrane methods being the most expensive (0.3319 USD/m³). In addition, these costs are related to the removal of substances such as As, Cr, Cd, Cu, Hg, Pb, and Ni, of which As and Pb were found to be the most relevant. It was found that there is a great diversity of methods that are applicable to the purification of water; however, the selection of these must be adjusted to the existing water source quality, the actual regulation, needs of the population and the available resources for its treatment.

KEYWORDS: groundwater; heavy metals; heavy metals removal; wastewater treatment; drinking water treatment.

Correspondencia:

DESTINATARIO: Sebastián Zúñiga Martínez
INSTITUCIÓN: Instituto de Ingeniería y Tecnología, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez
DIRECCIÓN: Av. del Charro núm. 450 norte, col. Partido Romero, C. P. 32310, Ciudad Juárez, Chihuahua, México
CORREO ELECTRÓNICO: a1194445@alumnos.uacj.mx

Fecha de recepción: 27 de agosto de 2022. **Fecha de aceptación:** 10 de junio de 2022. **Fecha de publicación:** 30 de junio de 2022.



I. INTRODUCCIÓN

El recurso hídrico es un bien de gran importancia económica, social y ambiental para las comunidades. No obstante, desde las últimas décadas la calidad física, química y microbiológica de los afluentes ha presentado un deterioro progresivo a consecuencia del crecimiento demográfico, la sobreexplotación de los recursos y la utilización de las fuentes como medios receptores directos o indirectos de desechos de diferentes actividades antrópicas. Debido a lo anterior, se incorporan altas concentraciones de sustancias tóxicas a las fuentes de agua tanto superficiales como subterráneas que pueden afectar al ambiente y la salud humana [1].

Las fuentes subterráneas son aquellas que se ven más afectadas y tienen mayor riesgo para la salud humana, ya que gran parte de estas son las únicas disponibles en zonas aisladas, con problemas de disponibilidad y calidad del vital líquido [2]. Se han generado dinámicas de sobreexplotación de los recursos hídricos, que causan la degradación de los acuíferos por la liberación de elementos químicos contenidos en los estratos rocosos, la infiltración de sustancias tóxicas, como metales pesados provenientes de actividades agrícolas, mineras, industriales, y por la lixiviación provenientes de rellenos sanitarios mal administrados. Como consecuencia, muchos acuíferos alrededor del mundo han sufrido la contaminación de sus aguas por metales pesados y han puesto en riesgo la salud pública y la seguridad alimentaria de la población [3].

Los metales pesados son sustancias químicas que se caracterizan por su alta densidad, toxicidad y persistencia en el ambiente [4]. En el caso del agua, los estudios se han dirigido a sustancias que, en concentraciones bajas, pueden impactar negativamente a la salud humana y a los ecosistemas. Algunos de los metales más estudiados son arsénico (As), cobre (Cu), cromo (Cr), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn) [5], [6], [7], [8], [9], [10]. Las concentraciones elevadas de algunos de estos elementos en los ecosistemas pueden alterar el metabolismo de las plantas al modificar la vía de absorción de nutrientes y provocar efectos agudos en la fauna, como la intoxicación y muerte masiva de especies, o afectaciones crónicas como la reducción de la fertilidad o el desarrollo de efectos teratogénicos [11]. Además, los efectos a la salud humana ocasionados por la exposición prolongada a los metales pesados, mediante la in-

gesta de agua contaminada, están relacionados a enfermedades renales, cardíacas, respiratorias, neurológicas, reproductivas, cutáneas y mutagénicas, entre otras [12].

Debido al riesgo que estas sustancias representan para la salud humana, organizaciones internacionales como la Organización Mundial de la Salud (OMS), dependiente de la Organización de las Naciones Unidas (ONU), se han dedicado a recopilar estudios independientes de riesgos asociados al consumo del agua, mismos con los que se estructura y presenta la guía de calidad de agua que define los valores máximos recomendado para agentes físicos, químicos y microbiológicos antes de ser considerados riesgosos para la salud, sin embargo, su aplicación a nivel local es definida por entes de control locales o nacionales [13]. En este sentido, en la [Tabla 1](#) se presentan la comparativa entre los valores dados por la OMS y los adoptados por dos países.

TABLA 1 [13]-[15]
LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES (mg/L)

PARÁMETROS	OMS	COLOMBIA	MÉXICO
Al	0.2-0.1	0.200	0.200
As	0.010	0.010	0.025
Cd	0.030	0.003	0.005
Cu	2.000	1.000	1.000
Cr	0.050	0.050	0.050
Fe	N/E	0.300	0.300
Hg	0.006	0.001	0.001
Ni	0.070	0.020	N/E
Mg	0.400	0.100	0.150
Pb	0.010	0.010	0.010
Zn	3.000	3.000	5.000

N/E: no especificado en la guía o norma citada.

A raíz del riesgo que implica el consumo de agua contaminada para la salud humana, se han desarrollado diversas técnicas (físicas, químicas y/o biológicas) para remover a niveles seguros o por completo la presencia de metales tóxicos en el agua [16]. Con esto se pretende reducir la concentración de estos metales en las aguas residuales que finalmente llegan a los cuerpos receptores como consecuencia de sistemas de tratamiento deficientes o inexistentes. Por lo expuesto anteriormente, el presente artículo hace una recopilación de estudios en torno a las técnicas aplicadas a la remoción de metales pesados presentes en el agua.

II. METODOLOGÍA

Se utilizaron las bases de datos disponibles en la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, México (ScienceDirect, EBSCO y Nature, entre otros) y las de acceso libre que se encuentran disponibles en la web, recurriendo a palabras claves para la selección inicial de los documentos. Posteriormente, se clasificaron de acuerdo con fechas de publicación, medio al que se aplica el tratamiento (afluentes, efluentes o redes domiciliarias), sustancias objeto de remoción y técnicas empleadas para ello.

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las técnicas de remoción de aguas con concentraciones relativamente bajas de iones metálicos deben ser de alta sensibilidad y gran eficacia ^[17]. Los tratamientos aplicados a la remoción de metales pesados son técnicas químicas y/o físicas.

En el primer caso, el uso de métodos químicos para la remoción de iones metálicos ha demostrado gran eficiencia, sin embargo, acarrea otros problemas como los altos costos de operación y la generación de subproductos tóxicos, clasificados en dos ramas: en la primera están los subproductos de desinfección o SPD, como trihalometanos-THM y ácidos haloacéticos-AHA, que son formados por medio de la interacción del cloro con la materia orgánica disuelta en el agua (en mayor medida, superficiales) y donde factores como el pH, temperatura, dosis de cloro y tiempo de contacto con el desinfectante son críticos para la formación de los SPD ^{[18]-[20]} y en la segunda, la generación de lodos que a pesar de ser considerados inertes requieren un tratamiento especial por la presencia de metales y microorganismos, entre otras sustancias, que son retenidas en estos y para lo cual se requiere caracterizar los lodos, dificultando así su aprovechamiento como abono o su adecuada disposición ^[21].

En el segundo caso, los métodos físicos se dividen principalmente en dos categorías: filtración y adsorción. La principal desventaja es que el tiempo de funcionamiento efectivo antes de que los medios filtrantes se saturen es relativamente corto y para la implementación de los métodos de adsorción se requieren grandes áreas para su instalación ^[22]. Cada método o tecnología cuenta con sus propias condiciones que permitirán su selección y aplicabilidad.

A. TRATAMIENTOS FISICOQUÍMICOS (TFQ)

En el mercado existe una gran variedad de compuestos químicos que son empleados en los sistemas de potabilización, tanto para la remoción de elementos coloidales como para la reducción de iones disueltos en el agua. Estos métodos se basan en la adición de sustancias inorgánicas que facilitan la floculación y posterior precipitación de los iones metálicos presentes en el agua (coagulantes químicos o CC), utilizando las sales de hierro o de aluminio, principalmente, y son empleados en países en vía de desarrollo donde, debido a la poca capacidad de inversión de los gobiernos, se opta por sistemas convencionales y con múltiples etapas para la remoción de dichos contaminantes.

En comparación, con los métodos que se mencionarán más adelante, se requiere una inversión inicial inferior en infraestructura y operación. Además, los parámetros que se deben controlar en estos sistemas se limitan al pH, la dosis y tipo de coagulante, y los procesos unitarios involucrados traen consigo problemas relacionados con la generación de subproductos derivados tanto de la precipitación de los metales disueltos como de la adición de Fe o Al ^[23].

Donde la operación de los sistemas de tratamiento de agua se ha dado de manera incorrecta, pueden encontrarse, en altas concentraciones, metales como el aluminio y provocar a largo plazo enfermedades del sistema nervioso central, como Alzheimer. Por otro lado, una selección y dosificación óptima del coagulante, así como la implementación de un proceso complementario de filtración, han arrojado resultados positivos en la remoción de metales pesados como el As. Para esto, los rangos óptimos de pH descritos en la literatura son menores a 6 para el Al y para las sales de hierro se recomienda un rango entre 7.2 a 7.5. Con ello, se logra reducir la presencia de estas sustancias entre un 95 % al 100 %. Asimismo, otras sustancias, como el cloruro de circonio y el cloruro de titanio, han mostrado tasas de remoción de metales pesados similares a las mencionadas anteriormente ^[24].

De igual manera, otra sustancia que se ha evaluado en la remoción de metales pesados en agua para el consumo humano y que ha presentado altas tasas de eficiencia es el óxido de magnesio (MgO) como coagulante, el cual se caracteriza por reaccionar dentro de rangos amplios de pH utilizando bajas dosificaciones del reac-

tivo. Las tasas de remoción obtenidas de metales como Cd, Cr, Cu, Fe, Ni y Pb se encuentran por encima del 95 %, sin embargo, aunque el Cd puede ser removido hasta en un 98 % del flujo, se necesitan dosis mayores de coagulante [25].

Ahora, los procesos químicos que ocurren en las técnicas de coagulación/floculación, se presentan en la Figura 1.

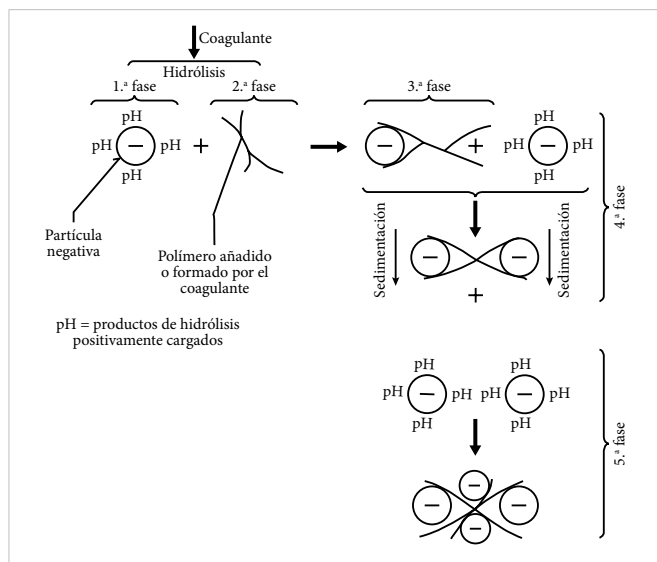


Figura 1. Modelo del procesos químico de coagulación-floculación. Fuente: reproducida de [26].

Por otra parte, la precipitación química es un tratamiento primario empleado principalmente para reducir la concentración de metales pesados en el agua y que requiere procesos complementarios para el manejo de los subproductos generados (lodos).

En principio, esta técnica busca insolubilizar los metales presentes en el agua mediante reacciones de oxidación-reducción que se consiguen a través de la adición de hidróxidos y sulfatos al agua [27]. La variable de mayor importancia que deben ser considerada para la aplicación de este método es el pH [28], [29]. En este sentido, Blue et al. [30] estudiaron la eficiencia de la sal de dipotasio de 1,3-benzendiamidoetanotiol (BDET) como agente precipitante de mercurio (Hg) en aguas de pozos. Con ello, se obtuvo una reducción superior al 99 % en las muestras analizadas.

La reacción química por la cual se logra esta remoción se muestra en la Figura 2.

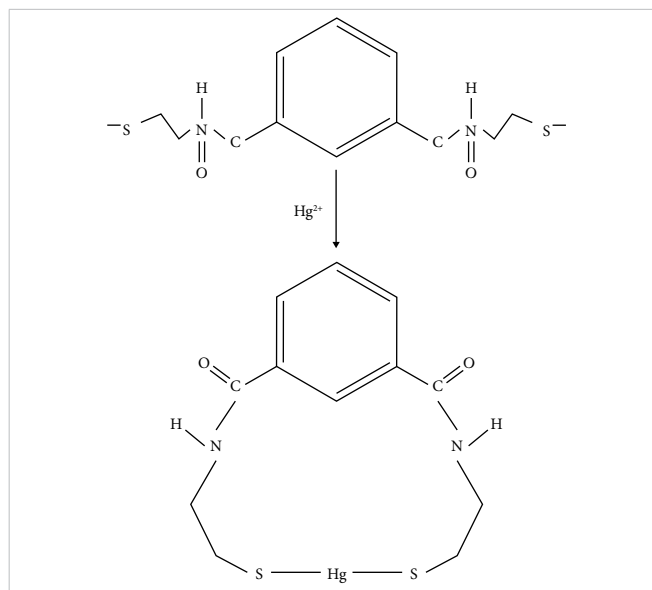


Figura 2. Reacción del BDET y el metal. Fuente: reproducida de [30].

B. MÉTODOS DE FILTRACIÓN POR MEMBRANA (MFM)

Los métodos de filtración por membrana buscan separar los compuestos disueltos y/o suspendidos en el agua mediante la presión de un flujo a través de un material, en la mayoría de las veces poroso, que retiene contaminantes químicos, biológicos y/o físicos como iones metálicos, algas, virus, protozoos y sólidos disueltos. Las tecnologías de membrana se clasifican, de acuerdo con su diámetro de poro, en microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa, las cuales tienen un diámetro de poro aproximado de 0.1 μm , 0.01 μm , 0.001 μm y sin porosidad, respectivamente [31].

Microfiltración (MF)

La MF es un método utilizado para remover agentes contaminantes en el agua, principalmente partículas y bacterias, empleando para ello un material poroso con un diámetro entre 10 a 0.1 μm y la aplicación de presiones negativas que faciliten el tránsito del agua a través de dicho material. Estas membranas se fabrican con el método de inversión de fase o electrohilado, pero resultan ineficientes en la remoción de virus, materia orgánica disuelta e iones metálicos presentes en el agua, además que su tasa de saturación es mayor a la registrada por otros métodos de membrana. Para reducir el problema que ocasiona la saturación del filtro en los procesos de trabajo y la capacidad de remoción de sustancias, se emplean mayormente técnicas de retrolavado y aireación, permitiendo que estas membranas

alcancen a separar hasta el 22 % de los metales tóxicos presentes en el agua [32].

Debido a lo anterior, recientemente se han estudiado nuevas alternativas orgánicas e inorgánicas en la fabricación de membranas con capacidad de adsorción de microcontaminantes [33] y con nuevas configuraciones de microfibras [34]. Estas modificaciones en sus membranas han permitido un mayor alcance en la remoción de sustancias patógenas y tóxicas, como virus e iones metálicos, facilitando su aplicación en diversos tipos de agua. Estas membranas tienen un amplio historial en su uso como pretratamiento en sistemas convencionales o en plantas de ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa [35].

Ultrafiltración (UF)

Las membranas de UF se caracterizan por tener un diámetro de poro entre < 0.1 y $0.01 \mu\text{m}$, y poseer la capacidad de retener proteínas, compuestos orgánicos disueltos, bacterias y virus, pero, debido a su porosidad, tiene baja capacidad para detener iones metálicos. Por ello, actualmente se trabaja en compuestos alternativos para la estructuración de membranas capaces de adaptarse a los sistemas existentes en las plantas de tratamiento, tomando formas laminares y/o tubulares. Además, empleando compuestos de polímeros orgánicos y nanomateriales inorgánicos que, a diferencia de los compuestos homopolímeros utilizados usualmente en la fabricación de membranas, tienen la capacidad de resistir temperaturas superiores a $30 \text{ }^\circ\text{C}$, trabajar con rangos de pH más amplios y resistir la compactación y la presencia de cloruros presente en las fuentes y redes de conducción. Estos nuevos procesos de fabricación de membranas han favorecido la capacidad de adsorción de esta tecnología, aumentando su eficiencia [36].

Por ser la adsorción su principal mecanismo de remoción de metales pesados, estas membranas suelen presentar dificultades al trabajar flujos con múltiples sustancias disueltas, ya que, ante la presencia de soluciones con mezcla de metales, los poros son ocupados por compuestos más complejos y, subsecuentemente, la remoción se reduce en un 20 % aproximadamente en este tipo de los medios con cadenas moleculares menos complejas. Sin embargo, estos porcentajes pueden incrementarse significativamente utilizando sistemas cruzados con múltiples etapas [37].

Nanofiltración (NF)

Es un método utilizado para el tratamiento de agua potable y residual con el que se busca remover sustancias orgánicas e inorgánicas como metales pesados. En este proceso influyen principalmente tres características: composición química del afluente, condiciones de operación del sistema y tipos de la membrana utilizada. Es importante mencionar que en estos sistemas se requiere controlar el pH, las características del flujo, la concentración del contaminante y su fuerza iónica, la presión del flujo, el caudal, tipo de membrana (hidrofóbica o hidrofílica), carga superficial, tamaño de poro y morfología de esta. Algunas condiciones, como la alta concentración de materia orgánica disuelta en el agua, pueden provocar la saturación o degradación prematura de los filtros, lo que significa la reducción de la vida útil de la membrana y su eficiencia; por ello, en la actualidad se han venido trabajando métodos para reducir la saturación de las membranas a través del cambio de régimen de los flujos que la cruzan mediante el dopado de estas con sustancias que limiten su interacción y saturación [38].

Usualmente, la porosidad de la membrana se ha relacionado con la capacidad de remoción de contaminantes y las condiciones como la carga superficial y el caudal que transita a través de esta en la capacidad de retención de metales pesados. Un ejemplo de ello es lo observado en el estudio de Tansel [39], en el que se buscó verificar la importancia de las condiciones óptimas en el proceso de nanofiltración para mejorar la calidad del permeado. En este se encontró que en membranas con cargas superficiales negativas se debe ajustar el flujo en función del diámetro de poro y la resistencia de la membrana.

Es decir, si bien una membrana con tamaño de poro entre 0.009 y $0.0042 \mu\text{m}$ tiene mayor potencial de retención debido a su selectividad, la resistencia de la membrana y la baja permeabilidad, puede desaprovechar la capacidad de retención iónica que tiene y disminuir la tasa de agua producida por metro cuadrado por hora. En otras palabras, para flujos con altas concentración de metales pesados y donde se requiera una mayor producción de agua, membranas con diámetros entre los 0.1293 a $0.0234 \mu\text{m}$ tienen una respuesta negativa debido a su baja capacidad de rechazo y alta tasa de carga que se presenta bajo estas condiciones, sin embargo, en condiciones de baja concentración de

metales, la respuesta electrostática entre la membrana y el flujo facilitan la remoción y disminuyen los gastos asociados a la operación. Por otro lado, independientemente del tipo de membrana que se emplee, si se manejan las condiciones de operación óptimas para cada caso, la eficiencia en la remoción puede estar por encima del 90 %.

Las membranas mencionadas se han caracterizado por contar con cargas superficiales neutras o negativas que facilitan su trabajo en medios acuosos típicos. Sin embargo, el uso de membranas con cargas positivas desarrolladas a partir de 2004 posibilitó su aplicación en medios ácidos y la recuperación de sustancias catiónicas en el proceso, como los metales pesados. Con ello, en medios acuosos ácidos y con presencia de metales, como Mg, se ha logrado remover hasta el 96 %. Empero, en medios con alta salinidad, la eficiencia de las membranas puede verse reducida debido a la interacción que tiene esta característica con el tamaño de poro y las cargas electrostáticas de la membrana [40].

Finalmente, la vida útil de algunas membranas puede llegar a estar en los 25 usos, es decir, aproximadamente seis meses antes de tener una reducción significativa de alrededor del 15 % en su capacidad de remoción de metales [41].

Ósmosis Inversa (OI)

La OI se ha utilizado en sistemas de entrada-salida de flujos y se caracteriza por emplear sistemas de flujos cruzados, es decir, formando un sistema interconectado y en espiral con el cual se logra remover hasta el 99 % de las sustancias disueltas en el agua por medio del mecanismo de solución-difusión.

El mecanismo de la OI consta de tres etapas: en la primera se absorben las moléculas disueltas en la membrana; posteriormente se desplazan al perímetro de esta para que, finalmente, ocurra la desorción de las sustancias desplazadas (Figura 3). Para ello, el flujo se somete a presiones osmóticas que varían según la concentración de sustancias a remover. Por ejemplo, en el proceso de desalinización la presiones promedio y máxima a la que se expone el flujo varían entre 26 y 36 bares, respectivamente [42], aunque estos sistemas pueden alcanzar presiones superiores y cercanas a los 100 bares, dependiendo de la sustancia específica que se desee remover.

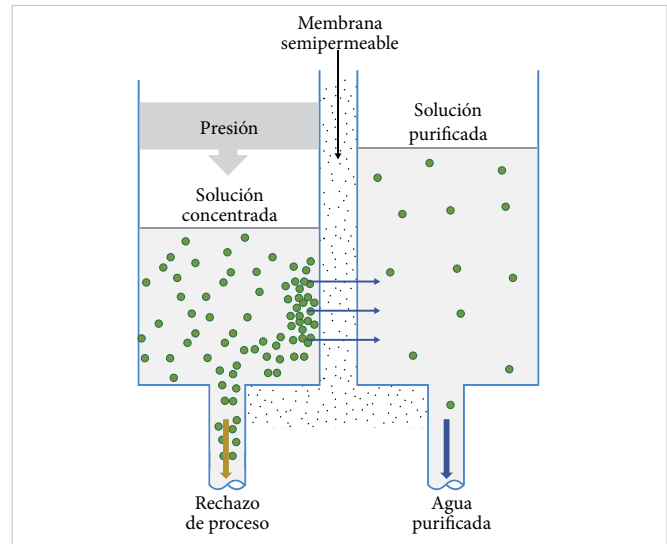


Figura 3. Esquema de operación de ósmosis inversa. Fuente: adaptado de [43].

Por otra parte, el parámetro de mayor importancia en el diseño e implementación de los sistemas de OI corresponde a la recuperación del permeado, es decir, la proporción del agua obtenida. Para el cálculo de esta variable, se emplean las siguientes ecuaciones [43]:

$$R_v = \frac{V_p}{V_a} \quad (1)$$

donde R_v es la recuperación volumétrica del flujo, V_p es el caudal permeado (m^3/h) y V_a es el caudal de alimentación (m^3/h).

$$m_a = m_c + m_p \quad (2)$$

donde m_a es el flujo másico de alimentación (kg/h), m_c es el flujo másico concentrado (kg/h) y el m_p es el flujo másico permeado (kg/h).

$$R_{OI} = \frac{V_p}{V_a} \quad (3)$$

donde R_{OI} es la recuperación másica, V_a es caudal de alimentación (m^3/h) y V_p es caudal permeado (m^3/h). Por otra parte, la OI es un proceso que permite adaptarse a las diferentes necesidades de caudal y contaminantes que se presenten. Al respecto, esta tecnología ha sido evaluada para remover metales pesados del agua y aplicando sistemas simples (entrada-salida) con los cuales se han registrado porcentajes de remoción superiores al 85 % del permeado. Por otra parte, este tipo de sistemas generan rechazos que se caracterizan por ser el concentrado

de los contaminantes filtrados y los cuales requieren ser tratados para evitar o reducir el impacto al ambiente, por ende, es necesario someter los rechazos a procesos complementarios como recirculación, evaporación, solidificación, riego o fitorremediación, entre otros [44].

Ahora bien, las variables de mayor importancia para la correcta operación de estos sistemas son pH, presión, temperatura, caudal y salinidad del flujo, por lo que, para su operación, se requiere de entornos controlados y tecnificados con personal capacitado que opere el sistema, pues de lo contrario se expondría al mismo a un proceso prematuro de saturación y deterioro de los filtros debido a que por ser sistemas automatizados el controlador aumentaría el flujo y la presión con lo que se incrementará la tasa de saturación actual. Por otra parte, se han explorado modelos de automatización predictivos que permitan solventar estos desafíos derivados de la automatización [45]. Finalmente, la vida útil de los sistemas es variable y dependerá de muchos factores, sin embargo, la vida útil de las membranas se ha puede ser entre 5 a 10 años aproximadamente, tiempo en el cual se deberá reemplazar los medios filtrantes [46], [47].

C. ADSORBENTES (AD)

Los materiales adsorbentes son aquellos a los cuales se adhieren a su superficie los contaminantes presentes en el agua debido a la interacción electrostática que ocurren entre estos. La investigación de los adsorbentes como medios de remoción de metales pesados en el agua potable y residual ha crecido en los últimos años debido a su bajo costo de fabricación, alta tasa de remoción, facilidad para su aplicación, versatilidad y viabilidad financiera, ya que estos facilitan la recuperación de sustancias de amplio uso industrial [48].

Con respecto a lo anterior, el adsorbente más común y de amplio uso comercial es el carbón activado granular, sin embargo, el interés de los investigadores se dirige a la búsqueda de elementos alternos que conserven las mismas características de adsorción, disminuyan las pérdidas del adsorbente en la regeneración y reduzcan los costos de tratamiento [49], [50].

Adsorbentes alternativos (ADA)

De acuerdo a lo expuesto anteriormente, Islam *et al.* [51] utilizaron un adsorbente magnético con base en un carbonato para la remoción de As^{5+} , Cr^{6+} y Pb^{2+} , ya que

este tipo de adsorbentes cuentan con una gran área de influencia superficial y susceptibilidad de atracción de contaminantes catiónicos y aniónicos mediante la interacción coulombica. Con esto se redujo hasta en un 99.99 % la concentración de los compuestos mencionados. Ahora bien, la viabilidad para la aplicación de cualquier adsorbente en condiciones reales no solo depende de la eficacia en la remoción de los metales, sino que además debe evaluarse la disminución de la eficiencia a través de los ciclos de uso y su facilidad de recuperación. Para ello, los compuestos se someten a múltiples pruebas de adsorción/desorción con el fin de determinar la masa retenida y recuperada de un contaminante en un número de ciclos preestablecidos, el cual será definido de acuerdo a la eficiencia buscada en el sistema de tratamiento [52], [53].

Bioadsorbentes (BA)

El uso de bioadsorbentes ha ganado relevancia dentro de la comunidad científica, donde se han explorado diferentes compuestos provenientes de hojas, ramas, semillas, cáscaras, microorganismos como hongos y bacterias, entre otros, como una alternativa económica y eficiente para la sustitución de los adsorbentes convencionales. La eficiencia que se ha obtenido con estos adsorbentes es significativa, ya que con estas técnicas aplicadas en la potabilización del agua se ha logrado, en tiempos relativamente cortos, la remoción de hasta el 99 % de los metales pesados presentes en el medio acuoso. Lo anterior, en algunos casos, con flujos continuos y discontinuos en presencia de uno o varios contaminantes y a diferentes escalas de pH. Al mismo tiempo, son métodos que se adaptan fácilmente a las necesidades colectivas e individuales debido a la facilidad para ser empleados en grandes instalaciones de tratamiento, así como el uso individual en las zonas que así lo requieran [54].

Como se describió previamente, el uso de bioadsorbentes está pensado para condiciones de operación fijas o móviles. En este sentido, George *et al.* [55] investigaron la eficiencia de las ramas y hojas de *Moringa oleifera* (MO) como bioadsorbente en un proceso convencional de potabilización destinado a la remoción de Ni, Cr, Pb y Cd. Con ello, se logró remover hasta el 60 y 50 % de los metales pesados con las ramas y hojas, respectivamente. Además, se redujeron los microorganismos presentes en el agua en más del 90 % debido a las características bactericidas, fungicidas y aglutinantes que tiene la MO.

También, aprovechando la abundancia de materia orgánica marina en zonas costeras, se han utilizado macroalgas y exoesqueletos de crustáceos para la remoción de iones de Cu^{2+} y Zn^{2+} en cuerpos de agua, encontrando que en concentraciones de 1.5 mM/L a 5.3 de pH inicial, la capacidad de adsorción de la *Fucus vesiculosus* y de los exoesqueletos del *Cancer pagurus*, para Cu^{2+} y Zn^{2+} , osciló entre el 86 a 91 % y de 75 a 92 %, respectivamente [56]. Además, para zonas agrícolas se ha explorado la utilización de subproductos residuales provenientes de granos como el arroz para su aprovechamiento en la remoción de bajas concentraciones de metales pesados en el agua. En este sentido, Dan et al. [57] estudiaron la eficiencia de la cascarilla de arroz para la remoción de múltiples iones metálicos, sobresaliendo esta en la remoción de iones de Ag, Cd, Cu y Pb, ya que su eficiencia estuvo entre el 70 y 80 %.

D. TRATAMIENTOS ELECTROQUÍMICOS (TE)

Los tratamientos o reacciones electroquímicas son aquellas donde se aprovecha el potencial redox (reducción-oxidación) de un material o un medio para la eliminación, degradación o transformación de un compuesto a otro a través de la transferencia de electrones entre especies químicas [58]. En cuanto a eficiencia, estos tratamientos han mostrado resultados semejantes a los obtenidos con tratamientos convencionales químicos, físicos y/o biológicos y, aunado a las condiciones de inocuidad, versatilidad, seguridad y su viabilidad financiera, en algunos casos pueden superar los métodos anteriormente mencionados [59].

La inocuidad en los métodos electroquímicos dependerá del método empleado, la configuración del sistema de tratamiento y los elementos electroquímicos, con lo cual es posible reducir y/o eliminar compuestos tóxicos presentes en las aguas, así como eliminar subproductos tóxicos derivados de la adición de compuestos químicos para eliminar material disuelto. Su versatilidad se debe a que estos son sistemas aplicables para remover simultáneamente múltiples contaminantes y parámetros orgánicos e inorgánicos que afectan la calidad del agua sin necesidad de alterar significativamente los diseños o electrodos empleados. También se considera un método seguro, ya que el proceso no requiere necesariamente la utilización y almacenamiento de insumos químicos debido a que son mínimos las sustancias o iones requeridos para tratar los flujos se generan directamente en el sistema de tratamiento y los riesgos asociados a

la manipulación y exposición a químicos. Por último, su viabilidad financiera se debe a que los montajes de estos sistemas no requieren de fuertes inversiones iniciales y el consumo energético, que es su principal desventaja, se puede amortiguar con un diseño eficiente de las electroceldas y la utilización de fuente de alimentación sustentable [59].

Electrocoagulación (EC)

Es un método que se viene estudiando desde el siglo XX, que ha sido utilizado mayoritariamente para el tratamiento de aguas residuales y en el que tradicionalmente se han utilizado sales como catalizadores de la reacción, aunque puede ser empleado sin la presencia de estas. Esto ha hecho que el uso del método de EC sea técnicamente factible para la remoción de metales pesados en el agua para consumo humano. Las variables de pH, conductividad, tipos de electrodos, espaciamiento entre estos, tiempo de reacción y calidad del agua son las principales características que se deben de considerar para la aplicación de la EC. Esta tecnología se basa en la utilización de dos electrodos: uno que sirve para la conducción de una corriente eléctrica a través del medio acuoso (cátodo) y otro como de sacrificio (ánodo), con lo que se generan cationes que reaccionan y desestabilizan los compuestos presentes en el agua para su posterior sedimentación (Figura 4) [60].

En la Figura 4 se observan los componentes siguientes: el ánodo (a), que es el electrodo donde se presenta la oxidación de los compuestos debido a la migración de aniones hacia este; el cátodo (b), que es el electrodo donde se presenta la reducción de los compuestos debido a la migración de cationes hacia este; el elemento conductor (c) y, finalmente, se conecta a un equipo (d) que mide o emplea la energía producida.

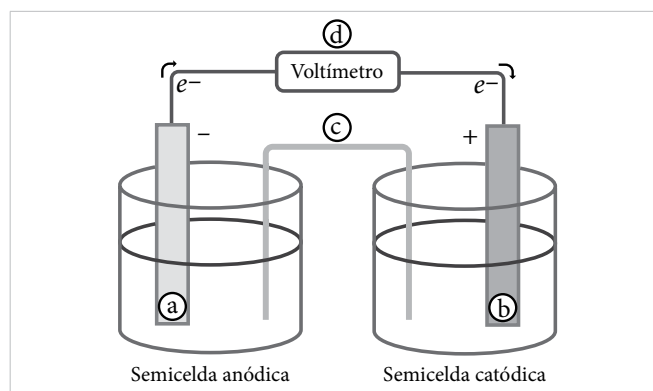


Figura 4. Configuración de una celda electroquímica.

Ahora, según Can et al. [61], la eficiencia de estos sistemas se determina a través de las variables de la eficiencia en la remoción del contaminante de interés (Ecuación 4), el consumo energético específico del tratamiento (Ecuación 5), la eficiencia anódica (Ecuación 6) y la eficiencia de la corriente instantánea (Ecuación 7).

a) Eficiencia de remoción (E):

$$E = \frac{C_i - C_f}{C_i} * 100 \quad (4)$$

donde E : eficiencia de remoción (%), C_i : concentración inicial del contaminante (mg/L), C_f : concentración final del contaminante (mg/L) y 100: factor porcentual.

b) Consumo de energía específico (CEE):

$$CEE = \frac{V * I * t}{X_{rem}} \quad (5)$$

donde CEE : consumo de energía específico (kWh/kg X), V : voltaje a través de electrodos ($V=W/A$), I : corriente en amperios (A), t : tiempo de electrólisis (h) y X : contaminante a analizar.

c) Eficiencia anódica (η):

$$\eta = \frac{\Delta(X_{exp}) * Vs}{I * t * S_{ánodo}} \quad (6)$$

donde η : eficiencia anódica (mg X/Ahm²), Vs : volumen solución (muestra)(L), I : corriente en amperios (A), t :

tiempo de electrólisis (h), $S_{ánodo}$: área activa del ánodo (m²) y X : contaminante a analizar.

d) Eficiencia de corriente instantánea (ECI):

$$ECI = \frac{F * Vs * [(X)_t - (X)_{\Delta t + t}]}{8 * I * \Delta t} * 100 \quad (7)$$

donde ECI : eficiencia de corriente instantánea (%), F : constante de Faraday (96 487 C/mol), Vs : volumen de solución (L), $(X)_t$: concentración contaminante a determinado tiempo (g/L), $(X)_{\Delta t + t}$: diferencia de concentración de contaminante a determinado tiempo (g/L), T : tiempo en segundos (s), 8: factor dimensional (32 g O₂*mol⁻¹O₂/4mol*e⁻¹*mol⁻¹O₂) y 100: factor porcentual.

Las ventajas de la EC son su alta eficiencia en la remoción de partículas disueltas en el agua, su versatilidad por el reducido espacio que requiere para su instalación y la potencial automatización que tienen estos sistemas [62]. En este sentido, diversos estudios donde se aplicó la EC como técnica de remoción de metales pesados en el agua destinada para consumo humano reportaron porcentajes de remoción significativos para Cr (98.2 %) [63], As (≥ 99 %), F (85.68 %) [62] y Fe (99.99 %) [64] en pruebas hechas en aguas naturales y sintéticas.

La comparativa de eficiencias obtenidas en cada método mencionado se presentan en la [Tabla 2](#).

TABLA 2
EFICIENCIAS DE REMOCIÓN

MÉTODO	METALES	INSUMOS	[I]	TR	FLUJO	AGUA	EFICIENCIA	REF.
CQ	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb	MgO	N/D	N/D	Batch	Sintética	95 %	[25]
CF	As	AlCl ₃ /AR204-UZRA	0.1	45	Continuo	Sintética	97 %	[23]
	As ⁵⁺ /As ³⁺	FeCl ₃	0.1	0.3	Continuo	Sintética	70/95 %	[23]
	As ⁵⁺	AlCl ₃	0.1	0.3	Continuo	Sintética	90 %	[23]
	As ⁵⁺ /As ³⁺	ZrCl ₄	0.05	0.3	Batch	Sintética	90/25 %	[24]
	As ⁵⁺ /As ³⁺	TiCl ₄	0.05	0.3	Batch	Sintética	95/75 %	[24]
	As ⁵⁺ /As ³⁺	TiCl ₃	0.05	0.3	Batch	Sintética	90/85 %	[24]
NF	Mg	NF270	N/D	N/D	Continuo	Sintética	95 %	[40]
	As ⁵⁺ /As ³⁺	GMF	0.004	0.8	Continuo	Pozo	95 %	[41]
AD	Ni, Pb, Zn	CHFM/RHA	N/D	2	Continuo	Sintética	99 %	[49]
	As ⁵⁺ , Cr ⁶⁺ , Pb ²⁺	IO@CaCO ₃	1-30	0.2	Batch	Sintética	99 %	[51]
BA	Cd, Cr, Cu, Pb	CAA	10	2	N/D	Sintética	80 %	[48]
	Cd/Cr/Ni/Pb/Zn	MO	10-50	1	Batch	Lago	60/55/25/80/20 %	[55]
EC	As	SS	0.04-0.08	N/D	Continuo	Pozo	95 %	[62]
	As, F	SS/Fe	0.005-0.01	0.6	N/D	Pozo	99/90 %	[62]

N/D: No descrita; [I]: concentración inicial del contaminante en mg/L; TR: tiempo de reacción en horas; CQ: coagulación química; CF: coagulación/filtración; BA: bioabsorbentes; SS: acero inoxidable; CAA: carbón activado de alga; IO@CaCO₃: adsorbente magnético mesoporoso a base de carbonato; CHFM/RHA: membrana cerámica de fibra hueca con ceniza de cáscara de arroz; RHA, Ref.: referencia bibliográfica.

COSTOS DE PRODUCCIÓN

Los métodos de precipitación o tratamientos fisicoquímicos (TFQ) predominan en entornos donde las condiciones económicas impiden la construcción y operación de sistemas alternativos de procesamiento, ya que con relación al costo-beneficio los primeros requieren una inversión inferior en infraestructura y operación y su eficiencia en la remoción de múltiples variables es mayor en algunos casos. Sin embargo, en la operación de los sistemas de TFQ dicha relación puede llegar a superar a los reportados para algunas tecnologías de membranas. Así pues, con relación a la producción de agua potable por medio de TFQ, según la bibliografía, los costos están entre USD 0.01/m³ a 0.027/m³ aproximadamente [65], [66].

Los costos de operación y en especial el gasto energético asociado al funcionamiento de los sistemas de MF y en general de toda aquella tecnología que requiera de electricidad para funcionar, dependerán de la tarifa energética que se tenga en la región. En los métodos de microfiltración se consideran los cuatro aspectos siguientes dentro del costo de operación: gasto energético, insumos, remplazo de membranas, limpieza de membranas y mano de obra, cuya representación en el costo total de operación (USD 0.039/m³) está en el 51, 28, 6 y 15 %, respectivamente [65].

Los costos en los sistemas de UF se pueden dividir en dos partes: la primera corresponde a los costos de construcción, que rondan en los USD 256/m³ de agua producida que es menor en comparación con los sistemas convencionales de filtración, ya que el área requerida para la producción de un metro cúbico de agua es un 69.6 % inferior, y la segunda se refiere a los costos de operación, que en los sistemas de UF son más elevados que los sistemas convencionales de filtración (SCF), ya que para el primer sistema se requiere una inversión por metro cúbico de USD 0.035 mientras que en los SCF es de USD 0.011 [67].

La NF es un proceso en el cual se deben evaluar varios aspectos para calcular el costo de producción por metro cúbico de agua. En este se consideran variables como el volumen total diario tratado, la presión óptima de producción, la eficiencia esperada para la remoción de contaminantes, el área de contacto de la membrana, el tiempo de retorno de la inversión y el mantenimiento, operación y procesos previos existentes al tratamiento

por NF. En este sentido, la implementación de un sistema de NF acoplado, posteriormente, a uno convencional de tratamiento puede representar un costo adicional de USD 0.13/m³ correspondiente a una recuperación del 68 % de los contaminantes orgánicos presentes en el agua, utilizando membranas comerciales NF255-400 [68] fabricadas por Filmtec Co. Por otro lado, en las membranas de intercambio iónico AMX y CMX Neosepta fabricadas por Tokuyama Co., que tienen la capacidad de retener iones monovalentes y divalentes, se han evaluado los costos asociados al tratamiento directo de aguas salinas utilizando sistemas combinados que ayuden a aumentar la recuperación de compuestos. Por ejemplo, utilizando sistemas dobles de NF se consiguió bajar 79.2 % la concentración de boro con un costo de producción de USD 0.098/m³, y donde más del 84.69 % de este recae en los costos de mantenimiento del sistema y solo el 15.31 % en gasto energético [69]. Por otro lado, en aguas con una salinidad inferior, pero con mayor concentración de metales (Cr, Co), los costos de producción por metro cúbico se estiman en USD 0.117 [70].

El costo de producción de agua en sistemas de OI se calcula mediante la consideración del gasto energético, el personal de operación, los insumos químicos de lavado de filtros y el mantenimiento del sistema de potabilización, entre otros aspectos. Con este fin se calcularon para el año 2016 valores netos de producción de USD 0.33/m³, incluidos los correspondientes el proceso de recirculación de los rechazos. Cabe resaltar que los costos más representativos de la operación de los sistemas de OI provienen del gasto energético, ya que estos representan más del 60 % del costo total de operación [46].

Por otro lado, el carbón activado es un compuesto adsorbente utilizado para la remoción de metales pesados en el agua, sin embargo, este compuesto típicamente es utilizado de manera complementaria en los métodos convencionales de potabilización debido a su alto costo de adquisición que ronda los USD 0.092/g [56]. Esto quiere decir que su aplicación directa como método de remoción es limitado. Es por esto que la presencia de adsorbentes con compuestos metálicos se ha desarrollado para la remoción directa o complementaria. Por ejemplo, se han estudiado adsorbentes como espuma de poliuretano porosa dopada con nanopartículas de óxido de hierro (PU-IONP, por sus siglas en inglés), alúmina activada (AA), hidrato de óxido de hierro (HFOR, por sus siglas en inglés) y hierro cero valente a nanoescala (nZVI, por sus siglas en inglés) para la remoción

de metales y cuyos costos de fabricación se encuentran en USD 0.40/g, USD 0.50/g, USD 1.29/g y USD 10.69/g, respectivamente [71].

La EC es un proceso en el cual el gasto energético representa un porcentaje significativo del gasto operativo del sistema. Otras variables, como pH, concentración del contaminante, intensidad de corriente aplicada, velocidad de mezcla, tiempo de reacción, electrodos empleados y la tarifa energética, pueden influir en el costo final del proceso; empero, estos costos, suponiendo escenarios de máximo y mínimos consumos electródicos (MAEC) de operación, se pueden hallar entre USD 0.014/m³ y USD 0.173/m³, utilizando electrodos de aluminio [72]. No obstante, en los métodos de EC donde se emplean coagulantes como catalizadores del proceso, el costo de operación puede incrementarse hasta USD 0.49/m³ [73].

En la [Tabla 3](#) se muestra el consolidado de los costos asociados a los métodos contenidos en el presente artículo.

IV. CONCLUSIONES

En la actualidad existe una gran variedad de métodos para la remoción de metales pesados tanto comerciales como alternativos. Gran parte de estos han sido pensados y aplicados en el tratamiento de aguas residuales de los sectores mineros, textiles y metalúrgicos, entre otros. Sin embargo, en el sector de potabilización, estos métodos se ven reducidos a cuatro enfoques: químicos, por membranas, adsorbentes y electroquímicos. Dentro de estos, los que tienen una mayor aplicación en la sociedad actual son los métodos químicos y por membranas. Además, los medios de remoción son variados en cada tecnología, es decir, no existe un solo compuesto que se asocie a un método en específico, por lo que estas tecnologías se ajustan a las necesidades de la población, sus presupuestos y la calidad, tanto de la fuente de agua que se tenga como de los requerimientos para su uso. También, la versatilidad de las tecnologías ha evolucionado con el tiempo, pasando de ser un conjunto de técnicas pensadas para instalaciones tecnificadas, a herramientas susceptibles a utilizarse en entornos individuales.

Por otro lado, considerando únicamente los costos de operación, se encontró que los sistemas de tratamiento convencionales (físicoquímicos) son los que acarrearán el menor costo de operación y que la técnica más costosa de operar es la tecnología de ósmosis inversa. Ahora, los mayores costos identificados para la primera se ven

Tabla 3
COSTOS DE LOS TRATAMIENTOS

MÉTODO	GASTOS	COSTOS	AÑO	REF.
CC	Coa	0.0170 USD/m ³	2013	[65]
	Eel	0.0002 USD/m ³		
	Ope	0.0100 USD/m ³		
CC	Coa	0.0038 USD/m ³	2020	[66]
	Eel	0.0012 USD/m ³		
	Ope	0.0074 USD/m ³		
CC	Coa	0.0010 USD/m ³	2020	[66]
	Eel	0.0012 USD/m ³		
	Ope	0.0074 USD/m ³		
MF	Eel	0.0200 USD/m ³	2013	[65]
	M	0.0110 USD/m ³		
	Man	0.0027 USD/m ³		
	Mob	0.0056 USD/m ³		
MF	Con	256 USD/m ³	2013	[67]
	Man	0.0041 USD/m ³		
	Eel	0.0313 USD/m ³		
NF	O/M_Rec: 68 %	0.1556 USD/m ³	2006	[68]
	O/M_Rec: 83 %	0.1154 USD/m ³		
NF	Eel	0.0150 USD/m ³	2009	[42]
	O/I	0.0830 USD/m ³		
NF	Eel	0.0410 USD/m ³	2012	[70]
	Rec	0.0590 USD/m ³		
	Ins	0.0080 USD/m ³		
	Mem	0.0090 USD/m ³		
OI	Eel	0.2040 USD/m ³	2016	[67]
	Mob	0.0930 USD/m ³		
	Ins	0.0040 USD/m ³		
	Man	0.0309 USD/m ³		
AD	CA	0.0920 USD/g	2019	[56]
ADA	PU-IONP	0.4000 USD/g	2017	[71]
	AA	0.5000 USD/g		
	HFOR	1.2500 USD/g		
	nZVI	10.690 USD/g		
EC	MAEC: 0.025 mg/m ³	0.0140 USD/m ³	2019	[72]
	MAEC: 0.525 mg/m ³	0.1730 USD/m ³		
EC	SS	0.1300 USD/m ³	2013	[65]
	Al	0.5480 USD/m ³		

Coa: coagulación; Eel: energía eléctrica; Ope: operación; Mem: membrana; Man: mantenimiento; Mob: mano de obra; Con: construcción; O/M_Rec: operación/mantenimiento; O/I: operación/instalación; Rec: rechazo; Ins: insumos; CA: carbón activado; MAEC: escenario de máximo y mínimos consumos; USD/m³; costo en dólares por metro cúbico de agua tratada; USD/g: costo en dólares por gramo requerido para el tratamiento del agua.

reflejados en la operación de las múltiples etapas que requiere esta tecnología, sin embargo, en los sistemas de OI, los mayores costos recaen sobre el gasto energético, por lo que es imprescindible que en caso de optar por este sistema de potabilización se cuente con sistemas de alimentación eléctrica independientes, es decir, cuenten con mecánicos de autogeneración eléctrica para reducir significativamente los costos de potabilización.

Por otra parte, se identificó que los costos de potabilización pueden variar de acuerdo con los contaminantes y la eficiencia de remoción buscados, por lo que se requiere investigar específicamente los costos que implica

la remoción de cada contaminante antes de seleccionar la técnica a implementar.

Por último, la viabilidad de un método no se debe basar solo en su costo de operación, ya que existen condiciones de flujo y calidad que requieren tecnologías específicas para alcanzar las metas de potabilización que se fijan en el proyecto y que estará basada en las normas de calidad de agua de cada país (para México aplica la NOM-127-SSA1-1994), por lo que se recomienda evaluar los pros y contras de cada tecnología antes de decidirse por una.

REFERENCIAS

- [1] WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas), *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales: El recurso desaprovechado*. París: UNESCO, 2017.
- [2] F. I. Arreguín-Cortés, R. Chávez-Guillén, P. R. Soto-Navarro y P. L. Smedley, "An overview of arsenic occurrence in the groundwater of Mexico", en *Understanding the Geological and Medical Interface of Arsenic - As 2012*, J. C. Ng, B. N. Noller, R. Naidu, J. Bundschuh y P. Bhattacharya, eds. 1.^a ed., Londres: CRC Press, 2012, pp. 91-92.
- [3] Y. C. Reyes, I. Vergara, O. E. Torres, M. Díaz y E. E. González, "Contaminación por metales pesados: implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria", *Ing. Investig. y Desarro.*, vol. 16, no. 2, pp. 66-77, sept. 2016, doi: 10.19053/1900771x.v16.n2.2016.5447.
- [4] L. Wei et al., "Transformation and speciation of typical heavy metals in soil aquifer treatment system during long time recharging with secondary effluent: Depth distribution and combination", *Chemosphere*, vol. 165, pp. 100-109, dic. 2016, doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.09.027.
- [5] T. Tervahauta, S. Rani, L. Hernández Leal, C. J. N. Buisman y G. Zeeman, "Black water sludge reuse in agriculture: Are heavy metals a problem?", *J. Hazard. Mater.*, vol. 274, pp. 229-236, jun. 2014, doi: 10.1016/j.jhazmat.2014.04.018.
- [6] N. H. Ab Razak, S. M. Praveena, A. Z. Aris y Z. Hashim, "Drinking water studies: A review on heavy metal, application of biomarker and health risk assessment (a special focus in Malaysia)", *J. Epidemiol Glob Health*, vol. 5, no. 4, pp. 297-310, dic. 1, 2015, doi: 10.1016/j.jegh.2015.04.003.
- [7] S. Chowdhury, M. A. J. Mazumder, O. Al-Attas y T. Husain, "Heavy metals in drinking water: Occurrences, implications, and future needs in developing countries", *Sci Total Environ*, vol. 569-570, pp. 476-488, nov. 1, 2016, doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.06.166.
- [8] Z. Sharifi, S. M. T. Hossaini y G. Renella, "Risk assessment for sediment and stream water polluted by heavy metals released by a municipal solid waste composting plant", *J. Geochemical Explor.*, vol. 169, pp. 202-210, oct. 2016, doi: 10.1016/j.gexplo.2016.08.001.
- [9] A. Rasool et al., "Arsenic and heavy metal contaminations in the tube well water of Punjab, Pakistan and risk assessment: A case study", *Ecol. Eng.*, vol. 95, pp. 90-100, oct. 2016, doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.06.034.
- [10] C. T. Vu, C. Lin, C. C. Shern, G. Yeh, V. G. Le y H. T. Tran, "Contamination, ecological risk and source apportionment of heavy metals in sediments and water of a contaminated river in Taiwan", *Ecol. Indic.*, vol. 82, pp. 32-42, nov. 2017, doi: 10.1016/j.ecolind.2017.06.008.
- [11] A. Kovacik et al., "Seasonal variations in the blood concentration of selected heavy metals in sheep and their effects on the biochemical and hematological parameters", *Chemosphere*, vol. 168, pp. 365-371, feb. 2017, doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.10.090.
- [12] S. B. Bandara, K. M. Towle y A. D. Monnot, "A human health risk assessment of heavy metal ingestion among consumers of protein powder supplements", *Toxicol. Reports*, vol. 7, pp. 1255-1262, en. 2020, doi: 10.1016/j.toxrep.2020.08.001.
- [13] OMS (Organización Mundial de la Salud), *Guías para la calidad del agua potable*, 3.^a ed., vol. 1, Ginebra, 2008.
- [14] Minvivienda. (2007, jun. 22). *Resolución Número 2115*. [En línea]. Disponible: <https://www.minvivienda.gov.co/sites/default/files/normativa/2115 - 2007.pdf> (acceso: mar. 30, 2021).
- [15] Secretaría de Salud. (2000, oct. 20). *Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994*. [En

- línea]. Disponible: https://www.siapa.gob.mx/sites/default/files/norma_oficial.pdf (acceso: mar. 30, 2021).
- [16] G. Hu et al., “Human health risk-based life cycle assessment of drinking water treatment for heavy metal(loids) removal”, *J. Clean. Prod.*, vol. 267, p. 121980, sept. 2020, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.121980.
- [17] M. C. Basso, E. G. Cerrella y A. L. Cukierman, “Empleo de algas marinas para la biosorción de metales pesados de aguas contaminadas”, *Av. en Energías Renov. y Medio Ambient.*, vol. 6, pp. 69-74, 2002. [En línea]. Disponible: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/80414> (acceso: feb. 18, 2021).
- [18] M. J. Rodríguez, G. Rodríguez, J. Serodes y R. Sadiq, “Subproductos de la desinfección del agua potable: Formación, aspectos sanitarios y reglamentación”, *Interciencia*, vol. 32, no. 11, pp. 749-756, 2007. [En línea]. Disponible: http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442007001100007.
- [19] Y. Jiménez y G. Esperanza, “Evaluación de la cloración alcalina con hipoclorito de sodio comercial en el tratamiento de cianuros alcalinos altamente peligrosos”, *Rev. Cuba. Química*, vol. XVII, no. 3, p. 86, 2005. [En línea]. Disponible: <https://www.redalyc.org/pdf/4435/443543687028.pdf> (acceso: mar. 30, 2021).
- [20] J. L. Berdonces, “La problemática del tratamiento del agua potable”, *Med. Natur.*, vol. 2, no. 2, pp. 69-75, 2008.
- [21] J. A. Gutiérrez-Rosero, Á. I. Ramírez-Fajardo, R. Rivas, B. Linares y D. Paredes, “Tratamiento de lodos generados en el proceso convencional de potabilización de agua”, *Rev. Ing. Univ. Medellín*, vol. 13, no. 25, pp. 13-27, 2014. [En línea]. Disponible: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-33242014000200002 (acceso: mar. 30, 2021).
- [22] M. T. Shaaban, H. A. H. Ibrahim, A. S. Abouhend y K. M. El-Moselhy, “Removal of Heavy Metals from Aqueous Solutions Using Multi-Metals and Antibiotics Resistant Bacterium Isolated from the Red Sea, Egypt”, *Am. J. Microbiol. Res.*, vol. 3, no. 3, pp. 93-106, 2015, doi: 10.12691/ajmr-3-3-1.
- [23] A. Oehmen et al., “Arsenic removal from drinking water through a hybrid ion exchange membrane - Coagulation process”, *Sep. Purif. Technol.*, vol. 83, no. 1, pp. 137-143, nov. 2011, doi: 10.1016/j.seppur.2011.09.027.
- [24] D. Lakshmanan, D. Clifford y G. Samanta, “Arsenic Removal by Coagulation With Aluminum, Iron, Titanium, and Zirconium”, *J. Am. Water Works Assoc.*, vol. 100, no. 2, pp. 76-88, feb. 2008, doi: 10.1002/j.1551-8833.2008.tb08144.x.
- [25] M. M. Barbooti, B. A. Abid y N. M. Al-Shuwaiki, “Removal of Heavy Metals Using Chemicals Precipitation”, *Eng. Technol. J.*, vol. 29, no. 3, pp. 595-612, 2011. [En línea]. Disponible: <https://www.iasj.net/iasj/article/26192> (acceso: feb. 18, 2021).
- [26] L. de Vargas, coord., *Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida*, t. I, Lima: OPS, 2004. [En línea]. Disponible: http://www.ingenieriasanitaria.com.pe/pdf/manual1/tomol/mal_tomo1_indice.pdf (acceso: may. 3, 2022).
- [27] D. I. Caviedes, R. A. Muñoz, A. Perdomo, D. Rodríguez y I. J. Sandoval, “Tratamientos para la Remoción de Metales Pesados Comúnmente Presentes en Aguas Residuales Industriales. Una Revisión”, *Ing. y Región*, vol. 13, no. 1, p. 73, 2015, doi: 10.25054/22161325.710.
- [28] M. H. Córdova, R. Vargas, M. F. Cesare, L. Flores y L. Visitación, “Tratamiento de las aguas residuales del proceso de curtido tradicional y alternativo que utiliza complejantes de cromo”, *Rev Soc Quím Perú*, vol. 80, no. 3, 2014.
- [29] Á. Quishpe, E. De la Torre y A. Guevara, “Tratamiento de efluentes líquidos de la industria de curtido mediante precipitación química, adsorción con carbón activado y rizofiltración”, *Rev. Politécnica*, vol. 31, 2012. [En línea]. Disponible: http://revistapolitecnica.epn.edu.ec/ojs2/index.php/revista_politecnica2/article/view/200.
- [30] L. Y. Blue, M. A. Van Aelstyn, M. Matlock y D. A. Atwood, “Low-level mercury removal from groundwater using a synthetic chelating ligand”, *Water Res.*, vol. 42, no. 8-9, pp. 2025-2028, 2008, doi: 10.1016/J.WATRES.2007.12.010.
- [31] M. C. Grueso-Dominguez, C. C. Castro-Jiménez, M. A. Correa-Ochoa y J. C. Saldarriaga-Molina, “Estado del arte: desalinización mediante tecnologías de membrana como alternativa frente al problema de escasez de agua dulce”, *Rev. Ing. Univ. Medellín*, vol. 18, no. 35, pp. 69-89, 2019, doi: 10.22395/rium.v18n35a5.

- [32] A. D. Ortega, V. Barbosa, V. M. Cartana, A. Hemke-meier y M. T. Friedrich, "Stormwater management by microfiltration and ultrafiltration treatment", *J. Water Process Eng.*, vol. 30, p. 100453, ag. 2019, doi: 10.1016/j.jwpe.2017.07.018.
- [33] R. Wang et al., "Nanofibrous microfiltration membranes capable of removing bacteria, viruses and heavy metal ions", *J. Memb. Sci.*, vol. 446, pp. 376-382, nov. 2013, doi: 10.1016/j.memsci.2013.06.020.
- [34] X. Liu, B. Jiang, X. Yin, H. Ma y B. S. Hsiao, "Highly permeable nanofibrous composite microfiltration membranes for removal of nanoparticles and heavy metal ions", *Sep. Purif. Technol.*, vol. 233, p. 115976, feb. 2020, doi: 10.1016/j.seppur.2019.115976.
- [35] T. Urošević y K. Trivunac, "Achievements in low-pressure membrane processes microfiltration (MF) and ultrafiltration (UF) for wastewater and water treatment", en *Current Trends and Future Developments on (Bio-) Membranes*, A. Basile y K. Ghasemzadeh, eds. Elsevier, 2020, cap. 3, pp. 67-107, doi: 10.1016/B978-0-12-817378-7.00003-3.
- [36] S. Shahrin et al., "Development of adsorptive ultrafiltration membranes for heavy metal removal", en *Advanced Nanomaterials for Membrane Synthesis and Its Applications*. Elsevier, 2019, cap. 1, pp. 1-22, doi: 10.1016/B978-0-12-814503-6.00001-X.
- [37] M. Chandrashekhar Nayak, A. M. Isloor, Inamuddin, B. Lakshmi, H. M. Marwani y I. Khan, "Polyphenylsulfone/multiwalled carbon nanotubes mixed ultrafiltration membranes: Fabrication, characterization and removal of heavy metals Pb^{2+} , Hg^{2+} , and Cd^{2+} from aqueous solutions", *Arab. J. Chem.*, vol. 13, no. 3, pp. 4661-4672, mar. 2019, doi: 10.1016/j.arabjc.2019.10.007.
- [38] M. Khayet, M. N. A. Seman y N. Hilal, "Response surface modeling and optimization of composite nanofiltration modified membranes", *J. Memb. Sci.*, vol. 349, no. 1-2, pp. 113-122, mar. 2010, doi: 10.1016/j.memsci.2009.11.031.
- [39] B. Tansel y N. Dizge, "Multi objective performance analysis of nanofiltration process to loading parameters by response surface approach", *Desalination*, vol. 272, no. 1-3, pp. 164-169, may. 2011, doi: 10.1016/j.desal.2011.01.012.
- [40] S. Cheng, D. L. Oatley, P. M. Williams y C. J. Wright, "Positively charged nanofiltration membranes: Review of current fabrication methods and introduction of a novel approach", *Adv Colloid Interface Sci.*, vol. 164, nos. 1-2, pp. 12-20, may. 11, 2011, doi: 10.1016/j.cis.2010.12.010.
- [41] E. Roy, S. Patra, R. Madhuri y P. K. Sharma, "A single solution for arsenite and arsenate removal from drinking water using cysteine@ZnS:TiO₂ nanoparticle modified molecularly imprinted biofouling-resistant filtration membrane", *Chem. Eng. J.*, vol. 304, pp. 259-270, nov. 2016, doi: 10.1016/j.cej.2016.06.064.
- [42] L. F. Greenlee, D. F. Lawler, B. D. Freeman, B. Marrot y P. Moulin, "Reverse osmosis desalination: Water sources, technology, and today's challenges", *Water Research*, vol. 43, no. 9, pp. 2317-2348, may. 01, 2009, doi: 10.1016/j.watres.2009.03.010.
- [43] A. Saavedra, H. Valdés y C. Zúñiga, *Manual técnico de desalación y purificación de aguas mediante ósmosis inversa*. 2022.
- [44] C. Corroto, A. Pérez, E. Calderón y A. Fernández, "Alternativas de Remoción de Arsénico en Aguas de Rechazo de Plantas de Ósmosis Inversa", Ministerio de Obras Públicas Argentina, 2012. [En línea]. Disponible: <https://xdoc.mx/documents/alternativas-de-remocion-de-arsenico-en-aguas-de-rechazo-de-5ddae55b25c4a> (acceso: feb. 18, 2021).
- [45] R. Rivas-Perez, J. Sotomayor-Moriano, C. G. Perez-Zuñiga y E. M. Calderon-Mendoza, "Diseño de un GPC multivariable basado en una PC industrial para el control de una unidad de ósmosis inversa de una industria farmacéutica", *Rev. Mex. Ing. Quím.*, vol. 15, no. 1, pp. 259-273, 2016. [En línea]. Disponible: http://www.scielo.org.mx/article_plus.php?pid=S1665-27382016000100259&tlng=es&lng=es (acceso: feb. 18, 2021).
- [46] G. E. Dévora-Isiordia, M. E. López-Mercado, G. A. Fimbres-Weihs, J. Álvarez-Sánchez y S. Astorga-Trejo, "Desalación por ósmosis inversa y su aprovechamiento en agricultura en el valle del Yaqui, Sonora, México", *Tecnol. cienc. agua*, vol. 7, no. 3, 2016. [En línea]. Disponible: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222016000300155 (acceso: feb. 18, 2021).

- [47] S. Sahuquillo, S. Muñoz y C. Pérez, “Proyecto Remembrance: recuperación de las membranas de ósmosis inversa al final de su vida útil”, *TECNOAQUA*, vol. 1, no. 16, pp. 2-6, dic. 2015. [En línea]. Disponible: www.tecnoaqua.es (acceso: may. 02, 2022).
- [48] W. M. Ibrahim, A. F. Hassan y Y. A. Azab, “Biosorption of toxic heavy metals from aqueous solution by *Ulva lactuca* activated carbon”, *Egypt. J. Basic Appl. Sci.*, vol. 3, no. 3, pp. 241-249, sept. 2016, doi: [10.1016/j.ejbas.2016.07.005](https://doi.org/10.1016/j.ejbas.2016.07.005).
- [49] S. K. Hubadillah, M. H. D. Othman, Z. Harun, A. F. Ismail, M. A. Rahman y J. Jaafar, “A novel green ceramic hollow fiber membrane (CHFMs) derived from rice husk ash as combined adsorbent-separator for efficient heavy metals removal”, *Ceram. Int.*, vol. 43, no. 5, pp. 4716-4720, abr. 2017, doi: [10.1016/j.ceramint.2016.12.122](https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2016.12.122).
- [50] I. Martínez, “Eliminación de compuestos organoclorados para potabilización de aguas”, tesis doctoral, Universidad Complutense de Madrid, 2003. [En línea]. Disponible: <https://www.semanticscholar.org/paper/Eliminación-de-compuestos-organoclorados-para-de-Martínez/c43cf451c4b65d0370f6c318a913b0df5662f3bc> (acceso: may. 2, 2022).
- [51] M. S. Islam, W. S. Choi, B. Nam, C. Yoon y H. J. Lee, “Needle-like iron oxide@CaCO₃ adsorbents for ultrafast removal of anionic and cationic heavy metal ions”, *Chem. Eng. J.*, vol. 307, pp. 208-219, en. 2017, doi: [10.1016/j.cej.2016.08.079](https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.08.079).
- [52] B. Lapo, H. Demey, J. Zapata, C. Romero y A. M. Sastre, “Sorption of Hg(II) and Pb(II) ions on chitosan-iron(III) from aqueous solutions: Single and binary systems”, *Polymers*, vol. 10, no. 4, 2018, doi: [10.3390/polym10040367](https://doi.org/10.3390/polym10040367).
- [53] F. J. Cerino et al., “Response surface methodology for lead biosorption on *Aspergillus terreus*”, *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, vol. 8, pp. 695-704, 2011, doi: [10.1007/BF03326254](https://doi.org/10.1007/BF03326254).
- [54] P. Gupta y B. Diwan, “Bacterial Exopolysaccharide mediated heavy metal removal: A Review on biosynthesis, mechanism and remediation strategies”, *Biotechnology Reports*, vol. 13, pp. 58-71, mar. 1, 2017, doi: [10.1016/j.btre.2016.12.006](https://doi.org/10.1016/j.btre.2016.12.006).
- [55] K. S. George, K. B. Revathi, N. Deepa, C. P. Sheregar, T. S. Ashwini y S. Das, “A Study on the Potential of Moringa Leaf and Bark Extract in Bioremediation of Heavy Metals from Water Collected from Various Lakes in Bangalore”, *Procedia Environ. Sci.*, vol. 35, pp. 869-880, en. 2016, doi: [10.1016/j.proenv.2016.07.104](https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.104).
- [56] S. Richards, J. Dawson y M. Stutter, “The potential use of natural vs commercial biosorbent material to remediate stream waters by removing heavy metal contaminants”, *J. Environmental Manag.*, vol. 231, pp. 275-281, 2018, doi: [10.1016/j.jenvman.2018.10.019](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.019).
- [57] Y. Dan, L. Xu, Z. Qiang, H. Dong y H. Shi, “Preparation of green biosorbent using rice hull to preconcentrate, remove and recover heavy metal and other metal elements from water”, *Chemosphere*, vol. 262, p. 127940, en. 2021, doi: [10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.127940](https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.127940).
- [58] E. Gilpavas, E. D. Arbeláez, L. M. Sierra, C. White, C. Oviedo y P. A. Restrepo, *Aplicación de la electroquímica en el tratamiento de aguas residuales* (Serie Cuadernos de Investigación), no. 65. Medellín: Universidad EAFIT, 2008.
- [59] J. C. Gil, “Tratamiento electroquímico para la remoción de metales pesados en residuos líquidos peligrosos generados en los laboratorios de docencia de la Universidad del Cauca”, tesis de maestría, Universidad del Valle, Cali, 2012.
- [60] J. R. Parga et al., “Arsenic removal via electrocoagulation from heavy metal contaminated groundwater in La Comarca Lagunera México”, *J. Hazard. Mater.*, vol. 124, no. 1-3, pp. 247-254, sept. 2005, doi: [10.1016/j.jhazmat.2005.05.017](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.05.017).
- [61] O. T. Can, E. Gengec y M. Kobya, “TOC and COD removal from instant coffee and coffee products production wastewater by chemical coagulation assisted electrooxidation”, *J. Water Process Eng.*, vol. 28, pp. 28-35, abr. 2019, doi: [10.1016/J.JWPE.2019.01.002](https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2019.01.002).
- [62] M. López-Guzmán, M. T. Alarcón-Herrera, J. R. Iriyoyen-Campuzano, L. A. Torres-Castañón y L. Reynoso-Cuevas, “Simultaneous removal of fluoride and arsenic from well water by electrocoagulation”, *Sci. Total Environ.*, vol. 678, pp. 181-187, ag. 2019, doi: [10.1016/j.scitotenv.2019.04.400](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.400).

- [63] S. Vasudevan, J. Lakshmi y G. Sozhan, "Studies on the Al-Zn-In-alloy as anode material for the removal of chromium from drinking water in electrocoagulation process", *Desalination*, vol. 275, no. 1-3, pp. 260-268, jul. 2011, doi: [10.1016/j.desal.2011.03.011](https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.03.011).
- [64] B. Abdulhadi, P. Kot, K. Hashim, A. Shaw, M. Muradov y R. Al-Khaddar, "Continuous-flow electrocoagulation (EC) process for iron removal from water: Experimental, statistical and economic study", *Sci. Total Environ.*, vol. 760, p. 143417, mar. 2021, doi: [10.1016/j.scitotenv.2020.143417](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143417).
- [65] C. Calderón, A. Martín, E. Mundo, P. Drogui y G. Buelna, "Removal of arsenic from drinking water: A comparative study between electrocoagulation-microfiltration and chemical coagulation-microfiltration processes", *Sep. Purif. Technol.*, vol. 118, pp. 645-651, oct. 2013, doi: [10.1016/j.seppur.2013.08.011](https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.08.011).
- [66] K. Kalaitzidou, A. Zouboulis y M. Mitrakas, "Cost evaluation for Se(IV) removal, by applying common drinking water treatment processes: Coagulation/precipitation or adsorption", *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 8, no. 5, p. 104209, oct. 2020, doi: [10.1016/j.jece.2020.104209](https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104209).
- [67] C. M. Chew, M. K. Aroua, M. A. Hussain y W. M. Z. Wan Ismail, "Evaluation of ultrafiltration and conventional water treatment systems for sustainable development: An industrial scale case study", *J. Clean. Prod.*, vol. 112, pp. 3152-3163, en. 2016, doi: [10.1016/j.jclepro.2015.10.037](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.037).
- [68] R. Liikanen, J. Yli-Kuivila, J. Tenhunen y R. Laukkanen, "Cost and environmental impact of nanofiltration in treating chemically pre-treated surface water", *Desalination*, vol. 201, no. 1-3, pp. 58-70, nov. 2006, doi: [10.1016/j.desal.2006.03.520](https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.03.520).
- [69] M. Turek, P. Dydo y B. Bandura-Zalska, "Boron removal from dual-staged seawater nanofiltration permeate by electro dialysis", *Desalin. Water Treat.*, vol. 10, no. 1-3, pp. 60-63, 2009, doi: [10.5004/dwt.2009.782](https://doi.org/10.5004/dwt.2009.782).
- [70] M. Giagnorio, S. Steffenino, L. Meucci, M. C. Zanetti y A. Tiraferri, "Design and performance of a nanofiltration plant for the removal of chromium aimed at the production of safe potable water", *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 6, no. 4, pp. 4467-4475, ag. 2018, doi: [10.1016/j.jece.2018.06.055](https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.06.055).
- [71] F. B. Hussein y N. H. Abu-Zahra, "Extended performance analysis of polyurethane-iron oxide nanocomposite for efficient removal of arsenic species from water", *Water Supply*, vol. 17, no. 3, pp. 889-896, 2017, doi: [10.2166/ws.2016.188](https://doi.org/10.2166/ws.2016.188).
- [72] F. Y. AlJaberi, "Operating cost analysis of a concentric aluminum tubes electrodes electrocoagulation reactor", *Heliyon*, vol. 5, no. 8, p. e02307, ag. 2019, doi: [10.1016/j.heliyon.2019.e02307](https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02307).
- [73] E. Lacasa, P. Cañizares, C. Sáez, F. Martínez y M. A. Rodrigo, "Modelling and cost evaluation of electro-coagulation processes for the removal of anions from water", *Sep. Purif. Technol.*, vol. 107, pp. 219-227, abr. 2013, doi: [10.1016/j.seppur.2013.01.035](https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.01.035).