

Análisis Integral de Técnicas Electroquímicas para la Remediación de Suelos Contaminados: un  
estudio del estado del arte

María Fernanda Celis Guerra

Trabajo de Grado para Optar al Título de Ingeniera metalúrgica

Director

Sergio Ismael Blanco Vásquez

Doctor en Ingeniería

Codirector

Pedro Luis Delvasto Angarita

Doctor en Ciencia y Tecnología de Materiales

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ingenierías Físicoquímicas

Escuela de Ingeniería Metalúrgica y Ciencia de los Materiales

Ingeniería Metalúrgica

Bucaramanga

2025

### **Dedicatoria**

Con profundo cariño, dedico esto:

A mi futuro esposo, Juan Pablo, por ser mi compañero desde el inicio de este camino.

A mi padre, por su apoyo incondicional, y a mi madre, por su amor infinito.

A mi hermana, por creer siempre en mí.

A mi profesor Sergio, por su paciencia inagotable y por mantener viva la esperanza en mi capacidad.

A mi amada familia, especialmente a mis tíos y abuelos, quienes con su cuidado y dedicación me brindaron el espacio ideal para mi desarrollo universitario.

A mis entrañables amigos Ricardo, Tatiana, Julieth y Camilo, a quienes siempre recordaré con afecto. La universidad evoca en mí una dulce nostalgia, atesorando aquellos momentos vividos en la biblioteca y los pasillos.

A mis queridos perritos Ice, Princess y Apolo, mi gran motor e inspiración.

Finalmente, y con especial reconocimiento, esta dedicatoria es para mí: por mi esfuerzo constante, mi dedicación apasionada, mi "obsesión" por los cálculos y la excelencia académica, por mi destacado promedio, por la ilusión y el empeño invertidos en la universidad, por incontables horas de estudio y sacrificios. Este logro representa mucho para mí, y a mis 25 años, me siento inmensamente orgullosa de mi autonomía y de mi capacidad para navegar la vida adulta, forjando mi camino con mi propia guía y con la determinación que me caracteriza. Reconozco mis grandes esfuerzos en los últimos dos años y la manera en que construyo mi futuro con tanta convicción.

Gracias.

## Tabla de Contenido

	<b>Pág.</b>
Introducción .....	10
1. Objetivos .....	12
1.1 Objetivo General .....	12
1.2 Objetivos Específicos.....	12
2. Marco teórico .....	13
2.1 Contaminación de suelos .....	13
2.2 Principales fuentes de contaminación del suelo.....	14
2.3 Tipos de contaminantes en suelos.....	15
3. Metodología .....	18
4. Resultados y discusión .....	20
4.1 Técnicas de remediación de suelos .....	20
4.2 Clasificación general de las técnicas de remediación .....	20
4.3 Técnicas electroquímicas de remediación .....	23
4.4 Técnica electrocinética para la remediación de suelos contaminados (EKR) .....	24
4.4.1 Principios técnicos de la remediación electrocinética .....	25
4.4.2 Mecanismos de remoción EKR .....	26
4.4.3 Procesos fisicoquímicos implicados .....	29
4.4.3.1 Electrolisis del agua. ....	30
4.4.3.2 Difusión.....	32
4.4.3.3 Sorción y desorción.....	32

4.4.3.4 Disolución y precipitación. ....	33
4.4.3.5 Oxidación y reducción. ....	34
4.4.4 Factores que influyen en el proceso de remediación electrocinética.....	35
4.4.5 Limitaciones de la remediación electrocinética.....	36
4.4.6 Soluciones y estrategias de mejora de la EKR.....	38
4.4.7 Técnicas de mejora e integración con EKR.....	42
4.5 Técnica de electrocoagulación (EC) para la remediación de suelos contaminados.....	44
4.5.1 Principios técnicos de la electrocoagulación .....	45
4.5.2 Factores que influyen en el proceso de electrocoagulación.....	47
4.5.3 Mecanismos de remoción en la electrocoagulación.....	47
4.5.4 Limitaciones de la técnica de electrocoagulación.....	48
4.5.5 Técnicas de mejora para la remediación EC.....	48
4.6 Otras técnicas de remediación electroquímica.....	49
4.7 Evaluación comparativa de las técnicas electroquímicas .....	51
8. Conclusiones .....	55
Referencias Bibliográficas .....	56

**Lista de Tablas**

	<b>Pág.</b>
Tabla 1 Clasificación de las técnicas de remediación de suelos contaminados.....	22
Tabla 2 Técnicas electroquímicas para la remediación de suelos contaminados .....	53

**Lista de Figuras**

	<b>Pág.</b>
Figura 1 Tipos de degradación del suelo .....	14
Figura 2 Principales fuentes de contaminación del suelo .....	15

## Glosario

**Coagulación:** Proceso mediante el cual las partículas suspendidas en un medio acuoso se desestabilizan y aglomeran para formar agregados más grandes que pueden sedimentarse o separarse fácilmente

**Edafogénesis:** Lento proceso de formación del suelo que involucra transformaciones físicas, químicas, biológicas y climáticas.

**Flóculos:** Agregados de partículas desestabilizadas que se forman durante la coagulación.

**Tortuosidad:** Propiedad del medio poroso que describe la desviación de las vías de flujo reales con respecto a una trayectoria rectilínea.

## Resumen

**Título:** Análisis Integral de Técnicas Electroquímicas para la Remediación de Suelos Contaminados: un estudio del estado del arte\*

**Autor:** María Fernanda Celis Guerra\*\*

**Palabras Clave:** suelos contaminados, técnicas de remediación, técnicas electroquímicas

**Descripción:** El suelo es un recurso ambiental encargado de diversas funciones cruciales para los ecosistemas y actividades humanas que sirve como reservorio de biodiversidad y que actúa como matriz para la productividad vegetal y animal. Durante las últimas décadas debido a la creciente industrialización y a la superpoblación se ha generado una contaminación acelerada en el suelo, que ha deteriorado su calidad de manera alarmante planteando una amenaza significativa para el desarrollo humano. Es relevante señalar que el suelo es un recurso natural no renovable en escalas temporales humanas, dado que, su formación y regeneración pueden tardar miles de años. Como producto de esta problemática, se han desarrollado diferentes técnicas de remediación, que tienen como objetivo la restauración y rehabilitación de suelos, que han sido alterados y contaminados por diferentes actividades agrícolas, urbanas e industriales. La remediación de suelos contaminados es un desafío crítico para la protección del medio ambiente y la vida humana. Actualmente existen diferentes tecnologías de remediación que son empleadas para restaurar y preservar el medio ambiente, estas técnicas tienen como objetivo reducir la toxicidad, movilidad y concentración del contaminante, mediante acciones químicas, físicas, biológicas o térmicas. Entre las tecnologías más prometedoras por su eficiencia y efectividad se destacan las técnicas electroquímicas que emergen como una solución innovadora y auténtica para la descontaminación de suelos, especialmente aquellos afectados por metales pesados, productos químicos orgánicos y otros contaminantes persistentes. Este proyecto analiza la relevancia de estas técnicas, incluyendo la remediación electrocinética, la electrocoagulación, la electro-Fento y las técnicas de electrooxidación-electroreducción en la remediación de suelos contaminados, destacando su eficacia en el tratamiento de contaminantes persistentes desde una perspectiva sostenible, con el fin de fomentar una comprensión integral de estos procesos, facilitando su optimización y aplicación en entornos industriales reales.

---

\* Trabajo de Grado

\*\* Facultad de ingenierías fisicoquímicas. Escuela de ingeniería metalúrgica y ciencia de materiales. Ingeniería Metalúrgica. Director: Sergio Ismael Blanco Vásquez. Doctor en ingeniería.

### Abstract

**Title:** Comprehensive Analysis of Electrochemical Techniques for the Remediation of Contaminated Soils: a study of the state of the art\*

**Author(s):** Maria Fernanda Celis Guerra\*\*

**Key Words:** contaminated soils, remediation techniques, electrochemical techniques

**Description:** Soil is an environmental resource responsible for various crucial functions for ecosystems and human activities. It serves as a reservoir of biodiversity and acts as a matrix for plant and animal productivity. In recent decades, due to increasing industrialization and overpopulation, soil contamination has been generated, which has deteriorated its quality in an alarming way, posing a significant threat to human development. It is important to note that soil is a non-renewable natural resource on human time scales, since its formation and regeneration can take thousands of years. As a result of this problem, different remediation techniques have been developed, which aim to restore and rehabilitate soils that have been altered and contaminated by different agricultural, urban and industrial activities.

The remediation of contaminated soils is a critical challenge for the protection of the environment and human life. Currently, there are different remediation technologies that are used to restore and preserve the environment. These techniques aim to reduce the toxicity, mobility and concentration of the contaminant, through chemical, physical, biological or thermal actions. Among the most promising technologies due to their efficiency and effectiveness, electrochemical techniques stand out, emerging as an innovative and authentic solution for soil remediation, especially those affected by heavy metals, organic chemicals, and other persistent pollutants. This project analyzes the relevance of these techniques, including electrokinetic remediation, electrocoagulation, electro-Fento, and electrooxidation-electroreduction techniques, in the remediation of contaminated soils. It highlights their effectiveness in the treatment of persistent pollutants from a sustainable perspective. This project aims to foster a comprehensive understanding of these processes, facilitating their optimization and application in real-life industrial settings.

---

\* Degree Work

\*\* Faculty of Physicochemical Engineering. School of metallurgical engineering and materials science. Metallurgical Engineering. Director: Sergio Ismael Blanco Vásquez. PhD in engineering.

## **Introducción**

La problemática ambiental de la contaminación del suelo es un tema que amenaza de manera global la salud humana, biodiversidad y sostenibilidad de los ecosistemas. La falta de estrategias eficaces para abordar esta contaminación de manera oportuna conlleva grandes riesgos que comprometen la funcionalidad del suelo y su capacidad para sustentar la vida, ya que el suelo es un recurso natural no renovable, por lo que su pérdida y degradación no son reversibles a escala humana (Barba, 2018). Por tanto, resulta fundamental la implementación de estrategias de remediación con enfoques rentables y eficientes, que permitan la remediación del suelo, como una acción necesaria para garantizar su sostenibilidad y calidad (Liu et al., 2024).

Un suelo se considera contaminado cuando su capacidad de amortiguación ha sido superada. Consecuentemente, pasa de ser un sistema protector a ser una causa problema para el agua, organismos y atmosfera, apareciendo anomalías que causan cambios en sus propiedades físicas, químicas o biológicas. La remediación de suelos contaminados es un proceso complejo, debido a la diversidad de interacciones entre los contaminantes y la matriz edáfica, por lo que, se requiere una evaluación detallada de cada caso. Esto con el fin de identificar la técnica de remediación aplicable, en función de la problemática a resolver y su efectividad en función a las variables del sistema, incluyendo la naturaleza del terreno, la extensión de la zona afectada, la localización geográfica, el tipo de contaminantes, el grado de contaminación y las condiciones fisicoquímicas del medio (Barba, 2018).

En este contexto, la industria metalúrgica y minera se encuentra bajo una creciente presión regulatoria y social en la implementación de prácticas de remediación para los suelos, con el objetivo de mitigar el impacto ambiental de su actividad. Estas industrias son una de las principales

fuentes de contaminación por metales pesados, los cuales tienden a acumularse en los suelos como producto de su persistencia y baja degradabilidad a diferencia de los compuestos orgánicos, que pueden oxidarse mediante procesos microbianos (He et al., 2019). Además, los suelos contaminados por compuestos tóxicos, metales pesados y otros contaminantes son de las amenazas más fuertes para la calidad del agua y de los alimentos, lo que refuerza la necesidad de desarrollar estrategias de remediación eficaces y sostenibles.

Entre las tecnologías emergentes que se han desarrollado para la descontaminación de suelos, las técnicas electroquímicas han demostrado ser prometedoras debido a su alta eficiencia y selectividad, siendo muy precisas a una amplia gama de contaminantes sin impactar negativamente en el entorno circundante. Además, son alternativas sostenibles que se convierten en un proceso viable frente a métodos tradicionales que generan otro tipo de pasivos ambientales. Actualmente se están desarrollando nuevas tecnologías y aplicaciones en el campo de remediación electroquímica, sin embargo, la heterogeneidad de los suelos contaminados y la complejidad de los procesos electroquímicos subyacentes demandan una comprensión profunda de los principios científicos que gobiernan estas tecnologías (Rajendran et al., 2022). La justificación de este proyecto radica de la necesidad de realizar una revisión minuciosa de la literatura científica, que permita consolidar el conocimiento sobre las técnicas electroquímicas aplicadas a la remediación de suelos, con el fin de señalar las metodologías más relevantes y efectivas. Además de comprender los fundamentos científicos y tecnológicos que sustentan estas prácticas. Este enfoque permite optimizar la aplicación de estas tecnologías en escenarios reales, contribuyendo así a la mitigación del impacto ambiental generado por la actividad industrial.

## **1. Objetivos**

### **1.1 Objetivo General**

Realizar un exhaustivo análisis del estado del arte de las técnicas electroquímicas empleadas en la remediación de suelos contaminados, permitiendo obtener una comprensión profunda de las metodologías, identificar aplicaciones efectivas y proponer mejoras estratégicas para optimizar la remediación electroquímica.

### **1.2 Objetivos Específicos**

Realizar una revisión exhaustiva de la literatura científica para identificar, evaluar mecanismos y catalogar las diversas técnicas electroquímicas utilizadas en la remediación de suelos contaminados, destacando ventajas y limitaciones en términos de eficiencia, selectividad y aplicabilidad a diferentes tipos de contaminantes.

Analizar casos de estudio relevantes que hayan implementado técnicas electroquímicas, destacando los resultados obtenidos y así identificar las tendencias actuales en investigación y desarrollo de nuevas tecnologías electroquímicas aplicadas a la remediación de suelos.

Proponer recomendaciones para la mejora y optimización de las técnicas electroquímicas existentes, de igual forma tener posibles enfoques innovadores para la remediación de suelos contaminados.

## 2. Marco teórico

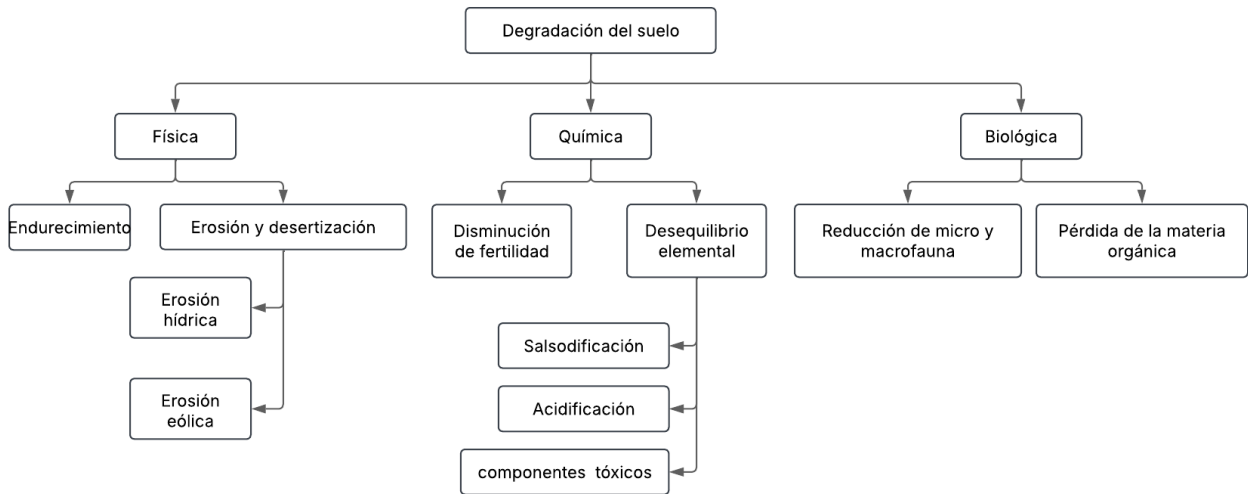
### 2.1 Contaminación de suelos

Los suelos y sedimentos son pilares fundamentales para la sostenibilidad ambiental mundial, ya que proporcionan recursos vitales tanto a los seres humanos como a la naturaleza. El suelo es la capa superior de la corteza terrestre compuesto por partículas minerales, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos, este sistema heterogéneo presenta variaciones en granulometría, composición y porosidad. En condiciones naturales, el suelo tiende a un estado de equilibrio mediante un lento proceso de formación denominado edafogénesis, que involucra una serie de transformaciones físicas, químicas, biológicas y climáticas. En estas condiciones el suelo está cubierto de materia orgánica, que otorga de manera progresiva gran cantidad de nutrientes, que permite determinar las propiedades del suelo y su capacidad para sustentar ecosistemas y actividades humanas (Dehghan Abkenar et al., 2024).

Este equilibrio se encuentra perturbado por diversas acciones antropogénicas, que influyen de manera variable las capacidades geológicas del suelo para mantener sus funcionalidades básicas. Las fuentes y vías de contaminación incluyen diferentes procesos humanos y naturales, mediante los cuales se introducen y propagan diferentes contaminantes, que alteran la estructura y fertilidad del suelo afectando su capacidad de retención de agua y nutrientes. Esta degradación del suelo puede clasificarse en diferentes tipos de acuerdo con el agente contaminante y a su afectación (García et al., 2002). En la figura 1 se sintetiza la información sobre los tipos de degradación del suelo y sus efectos.

**Figura 1**

*Tipos de degradación del suelo (García et al., 2002)*



*Nota.* El mapa conceptual ilustra de manera gráfica las diversas formas de degradación del suelo y sus repercusiones en el ecosistema.

## 2.2 Principales fuentes de contaminación del suelo

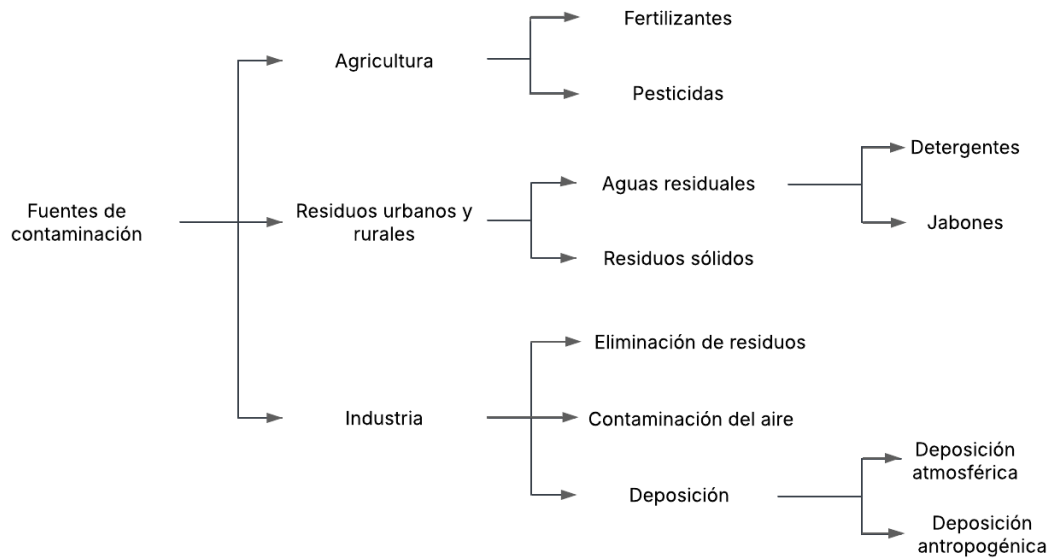
En el último siglo el desarrollo de la ciencia y tecnología en forma de civilizaciones industriales ha incrementado de manera drástica la cantidad de contaminantes en el suelo. La intensificación de las actividades industriales, mineras y agrícolas han dado lugar a una creciente liberación de contaminantes al medio ambiente que han alterado la calidad del suelo, en cuanto a estructura, composición y función natural (Azhar et al., 2022).

Debido a la persistencia e incapacidad de biodegradación de algunos de los contaminantes, las concentraciones de estos componentes en el suelo exceden los límites de tolerancia en los ecosistemas edáficos, comprometiendo su capacidad de sustentar vida y de proporcionar servicios

ecosistémicos esenciales. En la figura 2 se presenta un diagrama de flujo que muestra la contaminación causada por diferentes fuentes.

**Figura 2**

*Principales fuentes de contaminación del suelo*



*Nota.* El grafico representa las principales actividades causantes de la contaminación del suelo. Tomado de Dhaliwal, S. S., Singh, J., Taneja, P. K., & Mandal, A. (2020). *flowchart of pollution caused by different sources*. Environmental Science and Pollution Research. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06967-1>

### 2.3 Tipos de contaminantes en suelos

La contaminación del suelo, resultado de la introducción de sustancias exógenas en concentraciones que superan los niveles naturales, desencadena una serie de efectos nocivos para los organismos del suelo y promueven procesos degradativos que afectan sus propiedades. Dependiendo del origen y de la forma en la que se distribuyen los contaminantes la contaminación puede ser puntual o difusa. La contaminación puntual proviene de una fuente única y se presenta

de manera localizada, por lo que los efectos suelen ser más intensos y graves en el lugar de la fuente de contaminación, mientras que la contaminación difusa se desarrolla de manera amplia mediante grandes áreas y no presenta necesariamente una fuente única o identificable.

Los contaminantes pueden provenir de diversas fuentes y pueden ser biodegradables como algunos productos orgánicos o de carácter persistente como ciertos metales pesados, que permanecen en el ambiente durante mucho tiempo, haciendo más difícil la restauración del suelo. En las últimas décadas las concentraciones de metales pesados han superado los valores naturales de fondo, como producto de esto se ha generado la contaminación del suelo por metales, que debido a su persistencia e incapacidad para biodegradarse se acumulan progresivamente en la matriz edáfica (Li et al., 2023).

En comparación con los contaminantes naturales, los metales pesados son más resistentes a la degradación química, lo que implica que la incorporación de estos en el suelo puede persistir durante mucho tiempo (Azhar et al., 2022). Entre los riesgos fundamentales que representan los metales pesados en el suelo se encuentra el fenómeno de adsorción y desorción, que es uno de los procesos químicos más importantes que afectan la biodisponibilidad y movilidad de los metales. La adsorción y desorción ocurren mediante interacciones químicas cuando un ion se une a una superficie orgánica o mineral, este fenómeno se encuentra influenciado por el pH del suelo, el potencial redox y la materia orgánica. Los metales no se fijan permanentemente en el suelo, sino que interactúan y se distribuyen entre los componentes del suelo, mediante diversos métodos, la deposición excesiva de metales pesados puede causar anomalías genéticas, problemas fisiológicos y morfológicos, además de tener efectos perjudiciales en los organismos y microorganismos del suelo (Dhaliwal et al., 2020).

En cuanto a la influencia humana sobre el suelo a través de la agricultura, se presentan otros tipos de contaminantes que son los fertilizantes utilizados para proporcionar nutrientes en el suelo de manera que las plantas adquieran un desarrollo saludable (Azhar et al., 2022). El problema radica que durante la agricultura extensiva e intensiva se añade una gran cantidad de fertilizantes que contienen fósforo y se agregan inconscientemente elementos tóxicos, entre los cuales está el Flúor (F), Mercurio (Hg) y el Plomo (Pb). Así mismo, los fertilizantes de fosfato generalmente contienen Cadmio (Cd) y Zinc (Zn) de manera que el uso excesivo de estos puede depositar concentraciones más altas de metales pesados en los sedimentos (Dhaliwal et al., 2020). Además, cuando se aplican en grandes cantidades de manera inapropiada, estos nutrientes no son absorbidos completamente por las plantas y se filtran al suelo o a las aguas subterráneas, generando problemas de eutrofización y acidificación del suelo.

Adicionalmente, el 90% de los plaguicidas que se pulverizan sobre las plantaciones tienen un destino diferente al objetivo real para el cual fueron sintetizados, como aplicaciones directas en los cultivos, derrames accidentales, lavados inapropiados de los tanques que los contienen y filtraciones en el suelo (Barba, 2018). La distribución de estas sustancias contaminantes a través de la matriz edáfica depende de la naturaleza química del compuesto, el pH, la temperatura del suelo y de la solubilidad de esta sustancia en agua (Ambaye et al., 2024).

### 3. Metodología

Para alcanzar los objetivos propuestos en esta investigación, se desarrollará una metodología de tipo documental y cualitativa, centrada en el análisis crítico y sistemático de la literatura científica relacionada con las técnicas electroquímicas aplicadas a la remediación de suelos contaminados. Este enfoque permitirá comprender de manera profunda las metodologías existentes, identificar tendencias y avances significativos, así como proponer mejoras fundamentadas en la evidencia científica disponible. La investigación se realizó en cuatro etapas principales: búsqueda y recolección de información, análisis y clasificación de técnicas, estudio de casos relevantes y síntesis crítica con elaboración de propuestas.

En la primera etapa se realizó una búsqueda exhaustiva de información en bases de datos científicas reconocidas y disponibles en la Biblioteca Central de la UIS, tales como Scopus, Web of Science, ScienceDirect, SpringerLink, IEEE Xplore, SciELO y Google Scholar. La estrategia de búsqueda incluyó palabras clave específicas como “electrokinetic remediation”, “electrochemical soil remediation”, “electroremediation of contaminated soils”, “soil decontamination”, así como combinaciones con términos relacionados con contaminantes específicos, tales como “heavy metals” o “organic pollutants”. Se establecieron criterios de inclusión para garantizar la calidad y relevancia de los documentos seleccionados: se priorizarán artículos revisados por pares, publicados en los últimos 10 años, escritos en inglés o español, y que contengan resultados experimentales, revisiones sistemáticas o estudios de caso aplicados. Asimismo, se excluyeron documentos con bajo rigor científico, duplicados o sin acceso al texto completo, para asegurar la confiabilidad del análisis.

La segunda etapa consistió en la clasificación y análisis detallado de las diferentes técnicas electroquímicas identificadas en la literatura. Estas fueron agrupadas de acuerdo con su principio de funcionamiento, incluyendo técnicas como la remediación electrocinética, electrocoagulación, electrooxidación, electroreducción, procesos tipo Electro-Fenton y otros métodos electroquímicos avanzados. Para cada técnica, se evaluaron parámetros fundamentales como el tipo de contaminantes tratados (metales pesados, compuestos orgánicos, hidrocarburos, etc.), el tipo de suelo en el que se han aplicado, la eficiencia de remoción alcanzada, así como sus ventajas, limitaciones y principales desafíos técnicos.

En la tercera etapa se realizó un análisis de casos de estudio relevantes que hayan aplicado técnicas electroquímicas en contextos experimentales, piloto o a escala real. Estos casos permitieron observar la aplicación práctica de las metodologías estudiadas, los resultados obtenidos en términos de remediación, las lecciones aprendidas por los autores y las innovaciones implementadas. Se priorizaron estudios representativos en cuanto a diversidad geográfica, tipo de contaminante tratado y complejidad del sitio.

Finalmente, con base en toda la información recopilada y analizada, se elaboró una síntesis crítica que integre los principales hallazgos de la investigación. Esta síntesis permitió identificar las tendencias actuales en el campo de la remediación electroquímica de suelos, así como las principales brechas de conocimiento o limitaciones tecnológicas aún no resueltas.

## **4. Resultados y discusión**

### **4.1 Técnicas de remediación de suelos**

Existen diferentes tecnologías de remediación que tienen por objetivo reducir la toxicidad, movilidad y concentración del contaminante a través de acciones químicas, físicas, biológicas o térmicas, a menudo estas tecnologías pueden combinarse con otros métodos para potenciar la eficacia del tratamiento. Las técnicas de remediación se basan en la extracción, degradación o destrucción de las sustancias contaminantes, mientras que las técnicas de contención buscan detener la difusión de los contaminantes inmovilizándolos, aislándolos o mediante su traslado a un vertedero.

Las técnicas de remediación se pueden clasificar en dos grandes grupos: in situ que se aplican directamente en el lugar de la contaminación y ex situ que implican remover el suelo contaminado para tratarlo en otro sitio. La selección de la técnica se encuentra ligada a diferentes factores, entre ellos: el tipo de contaminante, las características del suelo, la profundidad y extensión de la contaminación, el tiempo disponible, las normativas y regulaciones, entre otras. Estas técnicas no solo restauran la calidad del suelo, sino que también contribuyen a la sostenibilidad ambiental y el bienestar social.

### **4.2 Clasificación general de las técnicas de remediación**

Las técnicas actuales de remediación incluyen métodos biológicos, químicos, físicos y térmicos. Las técnicas de remediación física se fundamentan principalmente en estrategias que permiten la sustitución del suelo con el fin de suplantar el suelo deteriorado por uno más seguro, mediante procesos mecánicos, hidráulicos o de separación sin alterar la composición química de los contaminantes, estas técnicas incluyen mecanismos de lavado del suelo, recubrimiento de

superficie, remplazo y aislamiento de suelo, básicamente pretenden aislar, extraer o reducir la movilidad de los contaminantes mediante un confinamiento seguro (Rajendran et al., 2022). este método es muy acertado para sedimentos que presentan una región pequeña de contaminación.

Las técnicas de remediación química son procesos basados en la aplicación de reactivos químicos que interactúan con los contaminantes con el fin de degradarlos, estabilizarlos o extraerlos del suelo. Las técnicas químicas pueden reducir las concentraciones de metales pesados mediante diferentes mecanismos, entre los más empleados se encuentra la modificación del pH del suelo, que permite la precipitación de metales o estructuras insolubles. Estas técnicas pueden tratar una amplia gama de contaminantes y algunos métodos químicos pueden inmovilizar los contaminantes, de manera que se evita la dispersión y migración a otras áreas. Además, se adapta a diferentes tipos de suelos y niveles de contaminación (Yeung y Gu, 2011).

Las técnicas de remediación biológica se fundamentan en el uso de organismos vivos, principalmente microorganismos como bacterias y hongos para degradar y transformar los contaminantes en sustancias menos tóxicas o no tóxicas, esto se logra mediante diversos mecanismos como la descomposición enzimática, la mineralización o la biotransformación.

Las técnicas de remediación térmicas se basan en la aplicación de calor para volatilizar o destruir los contaminantes orgánicos presentes en los sedimentos. Con el incremento de la temperatura los contaminantes se evaporan y se capturan posteriormente, o se descomponen en sustancias menos tóxicas. Estas técnicas se sustentan en principios termodinámicos, transferencia de calor y química. Básicamente las técnicas de remediación físicas, químicas, biológicas y térmicas se diferencian por la estrategia de remediación, el tipo de tratamiento y el lugar donde se ejecutan (Martínez Sepúlveda et al., 2019). En la tabla 1 se presenta una clasificación detallada de las técnicas de remediación de suelos contaminados.

**Tabla 1**

*Clasificación de las técnicas de remediación de suelos contaminados*

<b>Técnicas</b>	<b>Principales características</b>	<b>Procedimientos</b>	<b>Ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
<b>Física</b>	Aplicación de procesos físicos para separar, concentrar o contención de los contaminantes	Lavado de suelos Separación por gravedad Encapsulamiento Ventilación de suelos	Eficaz para ciertos contaminantes  Se puede aplicar in situ	Alta mano de obra comercialmente es insostenible  Necesita mucho tiempo
<b>Química</b>	Trasformación química de los contaminantes tóxicos en compuestos de menor peligrosidad, mediante el uso de reacciones químicas	Lixiviación química Fijación química Electrocinética	Eficacia para diversos contaminantes  Reducción de la toxicidad  Potencial de remediación in situ	Requiere un control cuidadoso de las reacciones químicas  Puede ser costoso  A veces genera subproductos tóxicos
<b>Biológica</b>	Activación del crecimiento, la reproducción y el metabolismo de microorganismos que presentan la facultad de transformar contaminantes orgánicos presentes en el suelo	Bioventeo Biorremediación Biobarreras Fitorremediación Biorreactores Biopilas Compostaje Landfarming	Efectividad en cuanto a costos  Sostenibilidad y bajo impacto ambiental  No requiere un tratamiento posterior  Remediación in situ	Mayores tiempos de tratamiento  Necesaria la verificación de la toxicidad de productos  Condiciones ambientales específicas
<b>Térmica</b>	Calentamiento del suelo que tiene como objetivo incrementar la velocidad de volatilización. El calentamiento se realiza mediante corrientes eléctricas, ondas electromagnéticas, fibra óptica, energía de radio frecuencia o inyecciones de vapor	Vitrificación Pirolisis Arrastre por vapor Incineración Desorción térmica	Eficaz para muchos contaminantes orgánicos  Capaz de lograr una rápida reducción de la contaminación	Es muy costoso  Ejecución restringida  Implica un uso intensivo de energía

*Nota.* La información presentada en esta tabla fue recopilada de diversas fuentes científicas y páginas de investigación, incluyendo Dhaliwal et al (2020), Martínez Sepúlveda et al (2019), Barba (2018).

### **4.3 Técnicas electroquímicas de remediación**

Las técnicas electroquímicas de remediación de suelos son una alternativa innovadora y sostenible para la recuperación de sedimentos contaminados, dado que son especialmente efectivas en la eliminación de contaminantes persistentes sin afectar significativamente la estructura de la matriz edáfica. Las técnicas electroquímicas de remediación se basan en la aplicación de un campo eléctrico con el fin de movilizar, transformar o eliminar contaminantes en el suelo, estas tecnologías emplean procesos de electroforesis, electromigración y electroósmosis con la objetividad de inducir el movimiento de especies contaminantes en medios saturados, algunas técnicas electroquímicas específicas son la electroremediación, electrooxidación y la electrocoagulación (De et al., 2007).

La relevancia de las técnicas electroquímicas radica en su capacidad para ofrecer soluciones efectivas en el campo de la remediación ambiental como producto de su alta eficiencia respecto a versatilidad, baja perturbación en el suelo, sostenibilidad ambiental y aplicabilidad en suelos de baja permeabilidad. En las últimas décadas la investigación en este campo ha experimentado un avance significativo, razón por la que ha surgido el desarrollo de una amplia gama de avances en cuanto a nanotecnología y materiales avanzados para los electrodos. La optimización de estos procesos ha resultado en un incremento de la eficiencia y una reducción de costos operacionales, lo que ha posicionado a estas técnicas como alternativas viables y sostenibles frente a otras tecnologías de remediación (Dhaliwal et al., 2020).

#### **4.4 Técnica electrocinética para la remediación de suelos contaminados (EKR)**

La remediación electrocinética se perfila como una estrategia altamente prometedora para la recuperación de suelos contaminados por metales pesados, especialmente en suelos de baja permeabilidad, donde otras alternativas de remediación presentan limitaciones (Ambaye et al., 2024). Este método de recuperación se caracteriza por su capacidad para eliminar contaminantes in situ de suelos heterogéneos de grano fino, los cuales imponen grandes desafíos en cuanto su descontaminación mediante otras tecnologías de remediación.

Aunque existe una gran variedad de enfoques disponibles de remediación, la mayoría no son efectivos ni rentables en suelos de grano fino, ya que este tipo de sedimentos plantean tres grandes desafíos. En primer lugar, la baja conductividad hidráulica restringe el caudal volumétrico del fluido, limitando la efectividad de métodos basados en bombeo y tratamiento. En segundo lugar, la presencia de granos finos representa grandes áreas de superficies específicas que proporcionan numerosos sitios activos para reacciones superficiales, lo que favorece la adsorción y la formación de complejos de los contaminantes obstaculizando su movilización y eliminación. Finalmente, muchas de estas reacciones dependen del pH, de manera que presentan un comportamiento dinámico y pueden ser reversibles, perjudicando la optimización del proceso de remediación (By Akram N. Alshwabkeh, 1 Associate Member, ASCE, Albert T. Yeung, 2 Member & Bricka, 2006).

En suelos de grano fino, la baja conductividad hidráulica hace imperceptible la aplicación de métodos de bombeo y tratamiento, ya que un gradiente hidráulico demasiado bajo no es capaz de generar un volumen suficiente de flujo de fluido a través del suelo para limpiar la contaminación en un tiempo razonable. Por otro lado, un gradiente hidráulico demasiado alto puede inducir

fracturas en el suelo, que a su vez crean vías de flujo determinadas que aceleran la migración de contaminantes a través del subsuelo, optimizando el riesgo de dispersión.

#### ***4.4.1 Principios técnicos de la remediación electrocinética***

El objetivo principal de la remediación electrocinética es transportar y enriquecer la concentración de los contaminantes cerca del electrodo mediante la aplicación de un campo eléctrico, para su posterior extracción del suelo. El sistema se basa en la instalación de electrodos en el suelo contaminado, a través de los cuales se aplica un gradiente de voltaje de corriente continua (CC) determinado, que genera una densidad de corriente en la sección trasversal del suelo entre los electrodos. En este sistema existe un ánodo, electrodo con carga positiva que atrae iones con carga negativa y un cátodo, electrodo con carga negativa que atrae iones con carga positiva.

Inicialmente los iones contaminantes presentes en el suelo, tales como  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ , son atraídos electrostáticamente hacia los electrodos de carga opuesta, y posteriormente estos iones son recuperados y procesados a partir del electrolito, una solución que contiene iones libres y por tanto actúa como un conductor eléctrico (Sun et al., 2023).

La velocidad de los iones bajo la influencia de una unidad de campo eléctrico exhibe valores que oscilan entre  $1 \times 10^{-8}$  a  $1 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{V}\cdot\text{s}$ , sin embargo, las movilidades iónicas efectivas de los iones en los suelos son considerablemente más bajas que el límite inferior de este rango de valores, ya que, los caminos de flujo en el suelo son más complejos que los de las soluciones acuosas (By Akram N. Alshwabkeh, 1 Associate Member, ASCE, Albert T. Yeung, 2 Member & Bricka, 2006). Esta discrepancia se atribuye a la complejidad inherente de los suelos como producto de su heterogeneidad. Los suelos son matrices porosas con una distribución variable de tamaños y formas de poros, que dificultan el movimiento iónico. Adicionalmente, la presencia de

cargas superficiales en las partículas edáficas induce interacciones electrostáticas con la capacidad de atraer o repelar iones, ralentizando sus movimientos.

#### ***4.4.2 Mecanismos de remoción EKR***

La mayoría de las superficies de las partículas del suelo presentan superficies con carga negativa, un fenómeno atribuible a la sustitución isomorfa, a enlaces interrumpidos y a la disociación de grupos funcionales en los bordes de las partículas (Acar y Alshawabkeh, 1993; Acar et al., 1995). En particular, la mayoría de los minerales arcillosos exhiben una carga negativa predominante, causada principalmente por imperfecciones desarrolladas en la red mineral durante su formación, básicamente los elementos de tamaño y cargas similares reemplazan a los de una red mineral arcillosa perfecta durante la formación, lo que conduce a una deficiencia de carga general en el mineral. En consecuencia, se observa un exceso de carga negativa en todos los tipos de suelos (De et al., 2007).

Los iones catiónicos contenidos en la matriz edáfica se adsorben en las superficies de las partículas del suelo con el fin de mantener la electroneutralidad del sistema. Mediante la adición de agua a las partículas del suelo, estos cationes adsorbidos se disuelven y tienden a difundirse desde las superficies de las partículas para homogeneizar la concentración iónica en la solución porosa. Sin embargo, esta tendencia difusiva es contrarrestada por la fuerza electrostática ejercida por las partículas del suelo, que poseen carga negativa, lo que resulta en la formación de una doble capa difusa. Esta doble capa difusa proporciona una capa móvil de cationes en las proximidades de la superficie de las partículas, que son atraídas eléctricamente, pero libres de migrar bajo la acción de un campo eléctrico (By Akram N. Alshawabkeh, 1 Associate Member, ASCE, Albert T. Yeung, 2 Member & Bricka, 2006).

Al aplicar un campo eléctrico de corriente continua (CC) a través de un suelo húmedo, se espera que los cationes móviles migren hacia el cátodo a alta velocidad. Si se modeliza el poro del suelo como un capilar, el movimiento de esta capa iónica hacia el cátodo induce el arrastre del fluido contenido en el poro que forma un flujo electro-osmótico (Asadi et al., 2013).

Básicamente el flujo electro-osmótico que resulta del fluido adyacente a las partículas edáficas, es inducido por el movimiento de las especies iónicas. Las moléculas de agua presentes en la fase masiva pueden llevarse a cabo junto con el fluido que rodea las partículas del suelo en la misma dirección. La interacción entre el flujo en el fluido que rodea las partículas del suelo, que constituye la primera región, y el flujo en la fase masiva, que representa la segunda región, permite el transporte del agua en fase masiva, es decir, que el fenómeno de arrastre es el mecanismo principal que impulsa el flujo electroosmotico. Sin embargo, la presencia de una carga superficial positiva invierte la dirección del flujo, provocando que la electroósmosis ocurra del cátodo al ánodo (Sun et al., 2023).

Existen varias teorías que permiten describir la electroósmosis, algunas de ellas son la teoría de Helmholtz-Smoluchowski, la teoría de Schmind, el modelo de fricción de Spiegler, la teoría  $\pi$  de Buckingham y la teoría de la hidratación iónica. La teoría de Helmholtz-Smoluchowski es una de las más clásicas y ampliamente utilizadas para describir los procesos electroosmóticos, esta teoría parte del hecho de que los radios de los poros son relativamente grandes en comparación con el espesor de la doble capa difusa(Asadi et al., 2013).

Si el potencial  $z(\zeta)$  del suelo es positivo la dirección del flujo electroosmótico (EOF) se invertirá. Esto sucede como efecto de la gran concentración de contaminantes en el suelo o por la presencia de un pH bajo en el suelo. El flujo masico electro-osmótico está determinado por la

conductividad del suelo, la concentración iónica, la viscosidad del agua intersticial, la constante dieléctrica y la movilidad iónica, se expresa de la siguiente manera;

$$J_j^\theta = (c_j/c_w)q_e \quad (1)$$

$$q_e = k_e \nabla(-E) = K_j I \quad (2)$$

$$K_i = K_\theta / \sigma^* \quad (3)$$

$$K_\theta = \frac{\varepsilon \zeta}{\eta} n \quad (4)$$

$$\zeta = A - B \log c_t \quad (5)$$

donde  $J_j^\theta$  es el flujo másico electroosmótico,  $q_e$  el flujo del fluido poroso electroosmótico,  $c_j$  la concentración molar,  $c_w$  la concentración molar de agua ( $\approx 1$ ),  $k_e$  la permeabilidad electroosmótica,  $K_j$  el coeficiente de eficiencia del transporte de agua electroosmótica,  $\sigma^*$  la conductividad eléctrica efectiva en masa,  $\varepsilon$  la permitividad del medio,  $\zeta$  el potencial zeta,  $\eta$  la viscosidad, A, B son constantes;  $c_t$  la concentración total del electrolito (Sun et al., 2023).

Paralelamente a la electroósmosis, existe otro mecanismo de movimiento denominado electromigración, en este fenómeno los iones en solución y los coloides que poseen carga eléctrica se desplazan a través del campo eléctrico con una velocidad que es proporcional al producto del campo eléctrico y a la movilidad del ion o partícula, a continuación, se presenta la ecuación que describe el fenómeno de electromigración;

$$u_m = vE \quad (6)$$

Donde  $u_m$  es la velocidad de un ión [ $\text{ms}^{-1}$ ],  $v$  la movilidad iónica [ $\text{m}^2\text{s}^{-1}\text{V}^{-1}$ ], y  $E$  el campo eléctrico (negativo de la diferencia de potencial)  $\text{Vm}^{-1}$ . Generalmente, los valores de movilidad en suelos se encuentran en  $3 \times 10^{-8} \text{ m}^2\text{s}^{-1}\text{V}^{-1}$ , a excepción para  $\text{H}^+$  o  $\text{OH}^-$  que adquieren una movilidad con un orden de magnitud de  $10^{-7}$  (De et al., 2007). La electromigración es el

principal mecanismo para la remoción de contaminantes cargados iónicamente, la velocidad de esta migración depende de la fuerza del campo eléctrico y la movilidad iónica de la especie contaminante. Debido a la mayor velocidad de la electromigración en comparación con la electroósmosis, la eliminación de metales pesados en EKR se produce principalmente por este mecanismo de remoción. De todos modos, en condiciones de baja concentración iónica en el agua porosa, fuera de la doble capa eléctrica, la electroósmosis adquiere mayor relevancia.

En matrices edáficas, el transporte de iones cargados hacia el electrodo de polaridad opuesta no sigue una trayectoria rectilínea directa. La heterogeneidad del medio poroso obliga a los iones a eludir las partículas y cruzar los huecos a lo largo de los poros en movimientos aleatorios. La movilidad iónica efectiva de un ion específico se define como una función dependiente del coeficiente de difusión molecular, la porosidad del suelo, el coeficiente de distorsión y la carga. Para la estimulación del flujo de masa iónica en el fluido intersticial del suelo, se utiliza la relación de Nernst-Townshendstein.

$$J_j^m = u_j^* c_j \nabla(-E) \quad (7)$$

$$u_j^* = u_j \tau n \frac{D_j^* z_j F}{RT} \quad (8)$$

Donde  $J_j^m$  es el flujo migratorio,  $u_j^*$  la movilidad iónica efectiva,  $u_j$  las movilidades iónicas,  $E$  el potencial eléctrico,  $F$  la constante de Faraday,  $z_j$  la valencia,  $R$  la constante universal de los gases,  $T$  la temperatura absoluta,  $\tau$  el factor de tortuosidad, y  $n$  la porosidad del suelo (Sun et al., 2023).

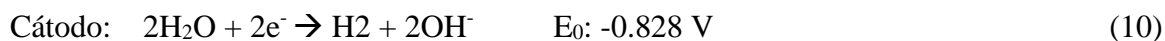
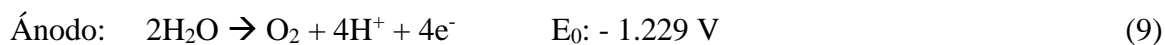
#### **4.4.3 Procesos fisicoquímicos implicados**

Los procesos fisicoquímicos que rigen la remediación electrocinética son intrínsecamente complejos e interrelacionados, impulsados principalmente por la aplicación de un campo eléctrico

externo. Estos procesos se manifiestan principalmente en la interfaz de los electrodos y el fluido contenido en los poros del suelo, son fundamentales para la movilización y subsiguiente extracción de los contaminantes.

**4.4.3.1 Electrolisis del agua.** Las reacciones de electrolisis desempeñan un papel dominante en la química de los límites. Este proceso, que implica la descomposición del agua mediante la aplicación de un potencial eléctrico a través de los electrodos inmersos en el suelo húmedo, induce reacciones de oxidación en el ánodo, generando iones hidrogeno ( $H^+$ ), lo que genera un frente ácido. Simultáneamente, se producen reacciones de reducción en el cátodo, generando iones hidróxido ( $OH^-$ ), dando lugar a un frente básico.

La electrolisis del agua es un proceso clave en la remediación electrocinética, ya que genera gradientes de pH. En la zona anódica, se presenta una disminución del pH producto de la generación de oxígeno molecular y protones ( $H^+$ ), el aumento de la acidez en esta zona optimiza la solubilidad de ciertos metales pesados, promoviendo y facilitando su transporte hacia el cátodo. En cambio, en la zona catódica, se registra un incremento del pH debido a liberación de hidrogeno gaseoso y iones hidroxilo ( $OH^-$ ), como resultado se favorece la formación de un medio alcalino que promueve la precipitación de metales pesados como hidróxidos metálicos, inmovilizándolos en el suelo o en un sistema acuoso. La alta concentración de  $OH^-$  puede desencadenar reacciones secundarias capaces de degradar compuestos orgánicos. Las fórmulas de reacción se muestran a continuación.



Donde  $E_0$ , es el potencial electroquímico de reducción estándar, que es una medida de la tendencia de los reactivos en sus estados estándar a convertirse en productos en sus estados

estándar. Adicionalmente, pueden existir reacciones secundarias influenciadas significativamente por las concentraciones de las especies presentes en el sistema. Por ejemplo:



Donde M, se refiere a los metales. A pesar de la factibilidad termodinámica de reacciones secundarias en el cátodo, debido a sus potenciales de reducción más favorables, la semirreacción de agua ( $\text{H}_2\text{O}/\text{H}_2$ ) exhibe una cinética dominante durante las etapas iniciales del proceso (Acar y Alshawabkeh, 1993).

En las primeras etapas de la remediación electrocinética no mejorada las reacciones de electrolisis descritas en la ecuación (9) y (10) inducen una disminución del pH en la zona anódica hasta valores cercanos a 2, mientras que en la zona catódica se observa un incremento del pH hasta aproximadamente 12 (Yeung y Gu, 2011; Altin & Degirmenci, 2005). Subsecuentemente, los iones  $\text{H}^+$  y  $\text{OH}^-$  se desplazan hacia electrodos opuestos a través de electromigración y ósmosis, lo que resulta en la formación y avance de perfiles de pH ácido y básico en el medio edáfico (Sun et al., 2023; Acar et al., 1995; Acar y Alshawabkeh, 1993). Por otra parte, la mayor movilidad del ión  $\text{H}^+$  en comparación con el ión  $\text{OH}^-$  hace que el frente ácido generado en el ánodo avance más rápidamente hacia el cátodo.

La capacidad de amortiguación del suelo entre los ácidos y las bases se encuentra determinado por la capacidad de intercambio catódico de los minerales y el potencial de la materia orgánica y las sales para reaccionar con los ácidos. En comparación con los minerales arcillosos (montmorillonita, illita), el caolín tiene un pobre efecto de amortiguador ácido-base debido a su menor capacidad de intercambio iónico (Sun et al., 2023).

**4.4.3.2 Difusión.** En la remediación electrocinética, la electromigración y la electroósmosis son reconocidos como los mecanismos de transporte dominantes. Sin embargo, la difusión puede desempeñar un papel relevante, especialmente en zonas donde se generan fuertes gradientes químicos. Además, la difusión exhibe la capacidad de complementar e interactuar con otros mecanismos de transporte presentes en el sistema.

El flujo de difusión de los contaminantes en el suelo se encuentra principalmente influenciado por la curvatura del medio del suelo, la porosidad del suelo y la concentración de los contaminantes. Matemáticamente, este flujo se describe mediante la siguiente expresión:

$$J_j^d = D_j^* \nabla(-c_j) \quad (14)$$

$$D_j^* = D_j \tau n \quad (15)$$

Donde  $J_j^d$  es el flujo de masa difusiva,  $D_j^*$  el coeficiente de difusión efectivo,  $c_j$  la concentración molar,  $\tau$  el factor de tortuosidad,  $n$  la porosidad del suelo (Sun et al., 2023).

**4.4.3.3 Sorción y desorción.** La sorción y desorción son procesos fisicoquímicos esenciales que influyen directamente en la eficiencia de la extracción de contaminantes del suelo. La sorción se define como el proceso de unión o retención de contaminantes en las superficies de las partículas edáficas, donde existen diferentes tipos de sorción que se encuentran determinados por las propiedades del suelo.

La acumulación de sustancias químicas en la superficie de un sólido se lleva a cabo mediante atracciones electrostáticas o por la formación de enlaces químicos, este mecanismo de sorción se conoce como adsorción. La adsorción está influenciada por el tamaño y la valencia de los cationes, así como por la mineralogía de las arcillas presentes en la matriz edáfica.

La adsorción de iones metálicos muestra una estrecha dependencia con el pH del suelo. El punto de carga zero (PZC) representa el pH al cual la carga superficial neta del suelo es igual a

cero. En este contexto, cuando el pH del agua de los poros es inferior al PZC del suelo, la superficie del suelo exhibe una carga positiva neta, lo que favorece la adsorción de aniones metálicos. Por el contrario, si el pH del agua de los poros es superior al PZC del suelo, la superficie del suelo adquiere una carga negativa neta, promoviendo la adsorción de cationes metálicos (Sun et al., 2023).

El proceso de sorción puede manifestarse a través de otros mecanismos, incluyendo; la absorción que se caracteriza por la penetración de una sustancia en el volumen interno de otra, a diferencia de la adsorción que se limita a la superficie.

La desorción es el proceso contrario a la adsorción, implica la liberación de contaminantes previamente retenidos en las superficies de las partículas edáficas hacia la solución presente en los poros del suelo. Para que los contaminantes puedan ser transportados y removidos mediante la técnica de remediación electrocinética, es necesario que se encuentren de forma disuelta en el fluido de los poros del suelo o absorbidos en partículas coloidales suspendidas en dicha solución (Yeung y Gu, 2011). El ion  $H^+$  producto de la electrolisis del agua en el ánodo en la remediación electrocinética(EKR), migra a través del suelo mediante electromigración, difusión y otros mecanismos de transporte. Este ion desempeña un papel crucial en la disolución de metales pesados presentes en las superficies de las partículas del suelo y en la optimización de la desorción de iones metálicos.

**4.4.3.4 Disolución y precipitación.** Los procesos de disolución y precipitación son transformaciones fisicoquímicas fundamentales que experimentan tanto los contaminantes como los componentes de la matriz edáfica en respuesta a la aplicación de un campo eléctrico, estos procesos tienen un impacto fundamental en la movilidad de los contaminantes y, por ende, en la efectividad de la técnica de remediación. La precipitación es el proceso mediante el cual la

concentración de una sustancia excede su solubilidad para formar un sólido, mientras que la disolución representa el proceso inverso, por el cual una sustancia sólida pasa a la fase líquida, formando una solución.

La remediación electrocinética del suelo es un proceso electroquímico complejo que induce una amplia gama de reacciones químicas, incluyendo la disolución de minerales y la precipitación de sales (Sun et al., 2023). Básicamente, la aplicación de un campo eléctrico en la EKR desencadena reacciones electroquímicas en los electrodos, siendo la electrolisis del agua la reacción principal.

**4.4.3.5 Oxidación y reducción.** Las reacciones redox son muy importantes en la remediación electrocinética, especialmente para suelos contaminados con metales polivalentes como el arsénico (As) y el cromo (Cr). Estos procesos influyen en la solubilidad y movilidad de los contaminantes, afectando la eficiencia de remoción.

Como resultado de las reacciones de electrolisis la oxidación se lleva a cabo en el ánodo debido a la pérdida de electrones, y la reducción ocurre en la región del cátodo debido a la ganancia de electrones, de manera que el pH disminuye cerca del ánodo y aumenta cerca del cátodo. El pH del suelo ejerce una influencia significativa sobre el potencial redox (Eh) de los metales polivalentes. En términos generales, un pH bajo (ambiente ácido) tiende a incrementar el potencial redox, favoreciendo un ambiente oxidante. Por el contrario, un pH elevado (ambiente alcalino) tiende a disminuir el potencial redox, promoviendo un ambiente reductor.

Esta relación es crucial para la especiación de los metales polivalentes, es decir, la distribución de sus estados de valencia, y por ende, su solubilidad y movilidad, ya que están intrínsecamente ligadas a las condiciones redox y al pH del suelo, algunos metales son más solubles en su estado oxidado, mientras que otros lo son en su estado reducido. Por ejemplo, la solubilidad

y movilidad del arsénico dependen de su estado de oxidación y forma iónica, los óxidos de Fe(III) y Mn(III) pueden oxidar As(III) a As(V), afectando su movilidad, mientras que en condiciones reductoras, se pueden formar sulfuros insolubles de arsénico.

#### ***4.4.4 Factores que influyen en el proceso de remediación electrocinética***

La remediación electrocinética es un proceso complejo que involucra múltiples factores fisicoquímicos y operacionales, los cuales se encargan de determinar la eficiencia del proceso en cuanto a movilización y extracción de contaminantes. Estos factores son de gran relevancia, ya que modulan la migración de las especies contaminantes y el comportamiento electroquímico del sistema edáfico.

El pH del suelo es un factor crucial en la movilidad de los contaminantes, ya que sus gradientes promueven reacciones de los metales con otras sustancias presentes en el sistema de forma natural, afectando el estado químico, y por tanto la capacidad de sorción y desorción de los contaminantes. El control y la regulación del pH en los reservorios de los electrodos es un procedimiento común para la optimización de la remoción de metales mediante remediación electrocinética, con el fin de evitar la precipitación y mantener la conductividad eléctrica del sistema (De et al., 2007).

El contenido de agua en la matriz edáfica es otro factor determinante para la conductividad generada al aplicar un campo eléctrico y el transporte de especies iónicas. El agua del poro actúa como un medio conductor facilitando el flujo de corriente entre los electrodos. Un nivel adecuado de humedad optimiza el transporte de especies cargadas a través de los mecanismos de electroósmosis y electromigración. Sin embargo, un exceso de humedad es capaz de diluir los contaminantes y disminuir la eficiencia del proceso de remediación. Por el contrario, un contenido

de humedad insuficiente reduce la conductividad eléctrica del suelo, dificultando la propagación del campo eléctrico, y por ende la movilización de los contaminantes.

En cuanto la conductividad eléctrica del suelo se encuentra definida como la capacidad de la matriz edáfica para permitir el flujo de corriente eléctrica. Este factor determina la energía requerida para movilizar los contaminantes, una alta conductividad permite una mejor transferencia de carga, reduciendo la resistencia eléctrica y el consumo energético. En contraste, los suelos con baja conductividad eléctrica demandan la adición de soluciones electrolíticas para optimizar el transporte de carga y la remoción de contaminantes.

Además de los factores previamente mencionados, la eficiencia del proceso de remediación electrocinética se ve influenciada por parámetros críticos, tales como el potencial zeta, la naturaleza y química del suelo, la naturaleza del contaminante, y la configuración de los electrodos. Respecto a los electrodos, la selección de los materiales para su fabricación evita la introducción de contaminantes en el sistema.

#### ***4.4.5 Limitaciones de la remediación electrocinética***

La aplicación a gran escala de las técnicas de remediación electrocinéticas presenta algunas limitaciones y desafíos que comprometen su eficiencia. Estos obstáculos surgen de diversos factores, especialmente de la interacción de procesos electroquímicos intrínsecos, las propiedades del suelo y los contaminantes, así como de aspectos relacionados con la implementación práctica (Sun et al., 2023). La remediación electrocinética se basa principalmente en la migración de contaminantes mediante la aplicación de un campo eléctrico. En el caso de los iones de metales pesados, su estado iónico es fundamental para su remoción

El EKR tradicional emplea agua desionizada o agua que se encuentra en los poros del suelo como electrolito, lo que limita significativamente su capacidad para disolver metales.

Diversos estudios han demostrado las limitaciones del uso exclusivo de agua como electrolito en la remediación electrocinética, por ejemplo en un experimento (EK1) de Colacicco et al. (2010) se empleó agua desionizada en los compartimientos de los electrodos para la remediación electrocinética de dragados contaminados con metales pesados, a partir de los resultados se obtuvo que sin la aplicación de un agente de acondicionamiento adecuado, el proceso no fue capaz de producir una movilización apreciable de contaminantes orgánicos o inorgánicos. Los autores Saichek y Reddy (2003) corroboraron que la adición de agentes solubilizantes es crucial para optimizar el flujo electroosmótico y la desorción de contaminantes. De manera similar, Da Silva et al (2017) compararon el uso de agua potable con una solución de sulfato de sodio  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  como líquido en los compartimientos catódico y anódico en la remoción electrocinética de petróleo de suelo carbonoso, y encontraron que el agua potable, debido a su baja concentración iónica, limitó la eficiencia del proceso al generar un alto potencial que inhibe los fenómenos electrocinéticos. Otros estudios, como los de Cameselle y Pena (2016) encontraron que la tasa de remoción de Cd y Cr mediante remediación electrocinética utilizando agua desionizada como electrolito fue solo 8.3% y 6.5%, respectivamente. Figueroa et al. (2016) también observaron que la EKR sin mejoras tuvo poco efecto en la remoción de metales pesados de suelos agrícolas contaminados.

Por otro lado, la disolución de metales en la electrocinética tradicional depende principalmente de la generación de iones  $\text{H}^+$  producto de la reacción de hidrólisis anódica. Sin embargo, los iones de  $\text{OH}^-$  producto de la hidrólisis catódica pueden migrar bajo la influencia del campo eléctrico y precipitar en presencia de metales pesados, lo que potencialmente obstruye los poros del suelo. Además, la alcalinidad del cátodo promueve la precipitación de metales pesados con hidróxidos, dificultando su remoción (Altin & Degirmenci, 2005).

Además de las limitaciones inherentes al proceso, los electrodos presentan desafíos significativos, ya que pueden sufrir corrosión o erosión, especialmente los de hierro. Los autores Gao et al. (2020) reportaron pérdidas de voltajes en los electrodos, mientras que Saini et al. (2020) observaron que la acumulación de calcio en forma de bicarbonatos o hidróxidos cerca de los electrodos frecuentemente disminuye la eficiencia. Adicionalmente, pueden ocurrir reacciones secundarias no deseadas, deposiciones en los electrodos y fenómenos de precipitación anódica (Colacicco et al., 2010).

Adicionalmente, la implementación de la remediación electrocinética enfrenta desafíos relacionados con los prolongados tiempos de tratamiento y el elevado consumo de energía, dado que, los tiempos necesarios para una remediación efectiva pueden extenderse desde días hasta meses o incluso años, lo que, sumando al significativo consumo de energía, impacta sustancialmente los costos del proceso (Ghobadi et al., 2021). Así mismo, se presentan discrepancias notables entre los estudios del laboratorio y las aplicaciones en el campo, ya que muchos estudios se llevan a cabo en suelos modelo como caolinita, que no logran replicar la complejidad inherente a los suelos reales, esto conduce a diferencias significativas en cuanto al comportamientos de los contaminantes y, por consiguiente, en la eficiencia de la remediación (Ghobadi et al., 2021).

#### ***4.4.6 Soluciones y estrategias de mejora de la EKR***

Los metales pesados presentan diversas formas de especiación en el suelo, que influyen significativamente en su movilidad y disponibilidad. A partir de la metodología de extracción secuencial de Tessier modificada, se pueden identificar seis fracciones especiales de metales pesados; estado soluble, estado intercambiable, estado ligado a carbonato, estado de oxidación de hierro y manganeso, estado ligado orgánico, y estado residual. En la remediación electrocinética

tradicional, la acidificación del medio edáfico mediante la generación de iones  $H^+$  producto de la electrolisis del agua intersticial de suelo o del agua desionizada solo es capaz de mostrar estados disueltos, estados intercambiables y parte de los estados de carbonato.

La baja concentración de agua intersticial presente en los suelos de manera natural limita la producción del ion  $H^+$ , lo que restringe la capacidad de la EKR tradicional para disolver y movilizar metales pesados. Para resolver esta limitación del proceso se plantean dos soluciones, por un lado, la implementación de reactivos ácidos para la reducción del pH del suelo con el fin de inducir la desorción de los metales pesados adsorbidos en la matriz edáfica. Por otro lado, la adición de agentes solubilizantes específicos para incrementar la disolución de diferentes formas de metales pesados (Sun et al., 2023).

La adición de ácidos al medio edáfico constituye una estrategia eficaz para la reducción del pH, consecuentemente se favorece la desorción de cationes de metales pesados y la neutralización de iones  $OH^-$  en la región catódica (Giannis y Gidaracos, 2005). También es posible usar reactivos ácidos como eluyentes en la tecnología EKR, que pueden ser ácidos inorgánicos (ácido clorhídrico, ácido sulfúrico, ácido nítrico) o ácidos orgánicos (ácido cítrico, ácido húmico, ácido acético). Ghobadi et al. (2021) menciona la remoción simultánea de cinco metales pesados (An, Cd, Ni, Cu, Pb) de caolín contaminado, mediante la adición de ácido cítrico mas cloruro de calcio como agente asistente, los autores reportaron una alta eficiencia de remoción, variando del 86,2% al 99% para los diferentes metales. De manera similar, Yeung y Gu (2011) señalaron que la mayoría de los metales pueden solubilizarse en ambientes de bajo pH.

En los suelos que poseen alta capacidad de amortiguación ácido/base se emplean ácidos fuertes y débiles como el ácido acético y el ácido cítrico para neutralizar los iones  $OH^-$  generados en el cátodo y reducir el pH. Gao et a. (2020) señala tres estudios relevantes para la mejora de la

remoción electrocinética de metales pesados, utilizando electrolitos en los electrodos, lo que implica la modificación del pH. Ko et al. (2000) mencionan la inyección de EDTA en los reservorios de los electrodos para evitar la precipitación de plomo por encima de pH 5. Ghobadi, Altaee, Zhou, McLean, et al. (2021) evaluaron varios agentes acondicionadores, incluyendo ácido cítrico, ácido oxálico, ácido ascórbico, HCl, HNO<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y EDTA, para la extracción de metales pesados de sedimentos marinos, encontrando que algunos ácidos mejoraban la remoción, aunque con posibles efectos secundarios.

Generalmente, los ácidos inorgánicos presentan un pH menor que los ácidos orgánicos, sin embargo, no se pueden ignorar los efectos adversos que pueden inducir en las propiedades fisicoquímicas del suelo y las comunidades microbianas edáficas (Sun et al., 2023). Por ejemplo, los autores Chu y Ko (2018) emplearon cuatro reactivos ácidos (HNO<sub>3</sub>, H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> Y H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) como agentes de lixiviación, el experimento de germinación de semillas después del proceso de remediación mostró que el suelo tenía un efecto inhibitorio significativo en el crecimiento de las plantas.

Como se mencionó anteriormente, además de regular el pH y usar iones H<sup>+</sup> para optimizar la desorción de metales pesados, también se pueden agregar solubilizantes con el fin de disolver metales pesados directamente. Jeon et al. (2015) menciona que se utilizan soluciones químicas, incluyendo ácidos o agentes quelantes para mejorar la desorción de metales del suelo. Tahmasbian et al. (2017) investigaron el uso de extractos de estiércol de vaca (CME) y de aves de corral (PME) como quelantes alternativos para mejorar las propiedades microbianas del suelo durante el proceso de EKR, esto incrementó las formas disponibles de metales pesados lo que sugiere que promovieron la desorción.

El ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) se destaca como un agente quelante representativo, caracterizado por su capacidad para disolver metales sin inducir una acidificación significativa del medio edáfico. Adicionalmente, el EDTA exhibe una alta afinidad por cationes alcalinotérreos, incluyendo Aluminio (Al), Calcio (Ca), Hierro (Fe) y Manganeseo (Mg). Figueroa et al. (2016) utilizaron ácido cítrico y EDTA como agentes facilitadores en la electrocinética de suelos agrícolas contaminados con metales pesados, y encontraron que incluso a concentraciones de 0.5 M el ácido cítrico fue más efectivo que el tratamiento sin EDTA para la disolución y transporte de metales como Cadmio (Cd), Cobalto (Co), Cobre (Cu) y Zinc (Zn). Por otra parte, los autores comeselle y Pena (2016) utilizaron ácido cítrico, ácido acético y EDTA como electrolitos, y los experimentos mostraron una diferencia significativa en el pH del suelo, después del tratamiento con EDTA es estable en aproximadamente 5, mientras que el ácido cítrico indujo una acidificación drástica, resultando en valores de pH entre 2 y 3,5. Esta observación subraya la importancia de considerar los potenciales efectos adversos de la acidificación excesiva en la integridad del suelo. Los autores Ghodabi, Altaee, Zhou, McLean, et al. (2021) investigaron el uso de ácidos fúlvico y húmico como agentes quelantes para mejorar la eficiencia de la electrocinética en suelos altamente contaminados.

Para terminar en cuanto a disolución de los metales pesados, diversos estudios han explorado la aplicación de biosurfactantes para la remoción mejorada de metales y PAHs (hidrocarburos aromáticos policíclicos), los hallazgos sugieren que los biosurfactantes pueden facilitar la movilización de contaminantes orgánicos e inorgánicos (Ghobadi, Altaee, Zhou, McLean, et al., 2021). Si bien los surfactantes pueden influenciar en la solubilización o desorción de metales, su enfoque principal es la remoción de compuestos orgánicos. Los surfactantes se

clasifican en aniónicos, catiónicos y no iónicos de acuerdo a sus propiedades químicas, pero los más empleados son los aniónicos y no aniónicos.

Respecto, al consumo de energía eléctrica, se han estudiado diferentes métodos de suministro de energía, materiales y disposiciones de electrodos, valores de voltaje, y electrolitos funcionales. Varios estudios sugieren que ajustar el voltaje aplicado o la intensidad de corriente es crucial para la eficiencia energética (Gao et al., 2020). En algunos estudios se ha implementado el uso de corriente pulsada (DC intermitente) en lugar de corriente continua (DC). Kim et al. (2013) encontraron que un sistema EK con corriente pulsada redujo el consumo de energía eléctrica en un 36% en comparación con un sistema DC convencional.

#### ***4.4.7 Técnicas de mejora e integración con EKR***

La remediación electrocinética adquiere mayor poder cuando se acopla a otras técnicas de integración (Fitch et al., 2022). En los últimos años se han propuesto y explorado la combinación de EKR con biorremediación, fitorremediación, medios filtrantes reactivos (RFM) y energía solar.

El objetivo principal de la electro-biorremediación es promover la biodegradación de contaminantes orgánicos mediante la actividad microbiana, favorecida por fenómenos electrocinéticos. Mediante este recurso la EKR es capaz de mejorar la transferencia de materia y energía entre los microorganismos, los contaminantes y los nutrientes retenidos en la matriz edáfica, mejorando así la eficiencia global del proceso (Hamdi et al., 2025). Lee y Kim (2010) emplearon la técnica de biorremediación mejorada con EKR a través de la inyección de baterías oxidantes de Azufre (S) en suelos contaminados con metales de Zinc (Zn), Cobre (Cu) y Plomo (Pb), este proceso mostró una mayor eficiencia de eliminación de Pb de 92.7% superior a un proceso abiótico. Sarankimar et al. (2020) estudiaron el uso de bioanalitos alcalófilos para suelos

contaminados con Cr, según los resultados EKR y el sistema de biorremediación con EKR eliminaron el 40.12% y el 90.4% del cromo en 7 días, respectivamente.

En cuanto a la EKR con fitorremediación se caracteriza como un método novedoso y potencial que tiene como objetivo principal reducir o eliminar los contaminantes utilizando plantas vivas y sus microorganismos, los cuales poseen la capacidad de extraer y concentrar los elementos del entorno edáfico. Generalmente, los contaminantes orgánicos y los metales pesados se concentran en los tejidos de las plantas o se degradan en las enzimas de estas. La fitorremediación como proceso independiente es ineficiente porque requiere mucho tiempo producto de la lenta tasa de crecimiento de las plantas, sin embargo cuando se utiliza complementado con EKR, los contaminantes pueden moverse y redistribuirse in situ (Hamdi et al., 2025). Este método se ha empleado para la remediación de suelos contaminados por Cu, Cd, y As (Yeung & Gu, 2011b). Cang et al. (2011) indicaron en sus hallazgos experimentales que la combinación de EKR con fitorremediación mejoró la efectividad de la absorción de metales por parte de las plantas. Por otro lado, se especificó que la aplicación de campos eléctricos (AC y DC) influyen en la fitorremediación de suelos contaminados con metales, afectando la biomasa de las plantas y la acumulación de metales en sus raíces (Ghobadi, Altaee, Zhou, McLean, et al., 2021).

La remediación electrocinética acoplada a medios filtrantes reactivos (RFM) / barreras reactivas permeables (PRB) representa una estrategia avanzada para la optimización de procesos de remediación, al integrar la captura y retención de contaminantes. En la última década, la hibridación de estas técnicas ha atraído mucho interés debido a su compatibilidad con el medio ambiente. La eficiencia de la adsorción, precipitación y degradación de contaminantes en el sistema RFM depende de las características del material reactivo empleado y de las propiedades de los contaminantes objetivo, se han investigado diversos materiales adsorbentes, incluyendo

carbón activado, escoria de atomización y hierro de valencia cero (ZVI) (Hamdi et al., 2025). El RFM se caracteriza por su alta afinidad por los metales pesados y su capacidad para inmovilizarlos. Cang et al. (2009) investigaron el uso de RFM para tratar el suelo contaminado con Cr mediante EKR, se comprobó que un ZVI-RFM y una remediación electroquímica puede eliminar el Cr con una efectividad máxima del 72%. Yuan & Chiang (2007) investigaron la viabilidad de combinar EKR con RFM para la eliminación de As del suelo, en su investigación el RFM estaba conformado de FeOOH y ZVI, el proceso de remoción se optimizó y la tasa de eliminación mejoro en un 60%-120%.

En cuanto al EKR con energía solar, se propone el uso de celdas solares como fuente de energía para la EKR, este mecanismo como suministro de energía puede reducir significativamente el costo de energía eléctrica comparado con las fuentes de energía tradicionales. Un estudio piloto encontró que un sistema alimentado por energía solar removió una cantidad ligeramente menor de arsénico, pero con solo el 50% del gasto energético de un sistema alimentados por DC normal (Hamdi et al., 2025). Adicionalmente se ha establecido que la energía eléctrica generada por celdas solares puede ser adecuada para el crecimiento de las plantas y la captación de metales pesados en la fitorremediación asistida por EK (Cang et al., 2011).

#### **4.5 Técnica de electrocoagulación (EC) para la remediación de suelos contaminados**

Las técnicas electroquímicas han emergido como alternativas prometedoras y ambientalmente amigables. Entre ellas, La electrocoagulación (EC) que se presenta como un método versátil para la remediación de suelos contaminados, sin embargo, su aplicación directa en suelos no es tan común en comparación al grado de su aplicación en el tratamiento de aguas residuales. La electrocoagulación es una técnica electroquímica que emplea corriente eléctrica con el objetivo de generar coagulantes in situ a partir de electrodos metálicos que pueden estar

fabricados del mismo o diferente material, pero frecuentemente suelen ser de Aluminio (Al) o Hierro (Fe) (Emamjomeh & Sivakumar, 2009). Los coagulantes son los encargados de desestabilizar contaminantes suspendidos, emulsionados o disueltos en un medio acuoso (Tahreen et al., 2020).

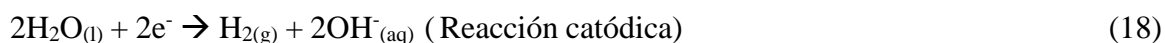
Como se mencionó anteriormente, la aplicación de un campo eléctrico en la matriz edáfica induce reacciones de oxidación en el ánodo y reducción en el cátodo. De manera que, los iones metálicos liberados ( $\text{Al}^{3+}$  o  $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ ) reaccionan con los iones  $\text{OH}^-$  producto del agua presente en el suelo, para la formación de hidróxidos metálicos. En este sistema los hidróxidos formados actúan como floculantes, que adsorben los contaminantes con el fin de aglutinarlos en partículas de mayor dimensión, que posteriormente pueden sedimentarse o removerse mediante procesos de separación física. Básicamente la electrocoagulación combina tratamientos químicos y físicos (Abed AL-Rubaye et al., 2024).

La electrocoagulación se emplea para tratar efluentes generados en procesos de remediación de suelos, por ejemplo de lavado de suelos asistido por tensioactivos (SASW) y el flushing electrocinético de suelos asistido por tensioactivos (SASEF) (Lopez-Vizcaíno et al., 2012). También se considera para la eliminación de metales pesados de lixiviación de suelos (Meunier et al., 2006).

#### ***4.5.1 Principios técnicos de la electrocoagulación***

La electrocoagulación se desarrolla a través de cuatro etapas secuenciales. Inicialmente, se produce la formación de coagulantes por oxidación electrolítica del electro de sacrificio (Mollah et al., 2004). Este principio técnico se fundamenta en la electrolisis de un ánodo metálico soluble y la formación de hidróxidos metálicos. En el ánodo, el metal se oxida, liberando iones metálicos al medio, mientras que en el cátodo se favorece la producción de gas hidrógeno  $\text{H}_2$  e iones  $\text{OH}^-$

(Emamjomeh y Sivakumar, 2009). A continuación, se adjuntan las reacciones químicas que toman lugar en el proceso de remediación, cuando se emplean electrodos de aluminio o hierro respectivamente.



Posteriormente, se produce la formación de coagulantes. Los iones metálicos liberados en el ánodo reaccionan con los iones de  $(\text{OH}^{-})$  generados en el cátodo y con el  $(\text{H}_2\text{O})$ , dando lugar a la formación de una variedad de especies monoméricas y poliméricas de hidróxidos metálicos. Estos hidróxidos metálicos son los agentes coagulantes activos en el proceso. Las reacciones químicas primarias se detallan a continuación, sin embargo, se pueden desarrollar otras especies poliméricas.



Después, se lleva a cabo la desestabilización de los contaminantes, suspensión de partículas y ruptura de emulsiones. Esto se logra mediante la doble capa difusa alrededor de las especies cargadas producto de las interacciones generadas por la oxidación del ánodo de sacrificio, y de la neutralización de la carga de las especies iónicas presentes, dicho en otras palabras, los hidróxidos metálicos adquieren una alta superficie específica y cargas positivas que les confiere la capacidad de neutralizar las cargas negativas en las partículas coloidales presentes en el medio. Esta neutralización de cargas reduce las fuerzas electrostáticas, y permite que las partículas se aglomeren (coagulación) (Mollah et al., 2004).

Finalmente, ocurre la agregación de las fases desestabilizantes, dando lugar a la formación de flóculos. Los agentes coagulantes interactúan con los contaminantes, promoviendo la formación de flóculos (Emamjomeh y Sivakumar, 2009). Estos flóculos pueden ser posteriormente separados del medio a través de procesos de sedimentación, flotación o filtración.

#### ***4.5.2 Factores que influyen en el proceso de electrocoagulación***

Diversos factores ejercen una influencia significativa sobre la eficiencia de la técnica de electrocoagulación aplicada a la remediación de suelos contaminados (Abed AL-Rubaye et al., 2024). Entre ellos, el material y el tipo de electrodo, ya que determinan la naturaleza y la proporción del coagulante generado, así como la capacidad de remoción de los contaminantes. Adicionalmente, la configuración de los electrodos (monopolar o bipolar, paralelo o en serie) constituye un parámetro relevante (Hmida et al., 2024).

La densidad de corriente y el voltaje aplicado constituyen también factores primordiales que modulan significativamente el proceso de electrocoagulación. La corriente eléctrica aplicada controla la velocidad de disolución del ánodo y la tasa de generación de burbujas, lo cual influye directamente en la dosificación del coagulante (Pociecha y Lestan, 2010).

Así mismo, el tiempo de electrolisis, la distancia interelectródica, la conductividad de la solución, y la concentración inicial de contaminantes son parámetros que ejercen un impacto significativo (Lopez Vizcaino et al., 2012; Pocięcha y Lestan, 2010; Emamjomeh y Sivakumar 2009).

#### ***4.5.3 Mecanismos de remoción en la electrocoagulación***

La electrocoagulación opera mediante varios mecanismos que aplicados grupalmente facilitan la remediación del suelo contaminado. Incluye, la coagulación por barrido que es la formación in situ de grandes cantidades de hidróxidos metálicos amorfos que atrapan y enredan

las partículas contaminantes a medida que precipitan (Cañizares et al., 2007). La electrofloculación, que se fundamenta en la aplicación de un campo eléctrico para inducir movimientos convectivos y micro-turbulencias en el medio, lo cual favorece el contacto entre los flóculos y los contaminantes, optimizando el proceso de remoción. La adsorción y coprecipitación constituyen otro mecanismo en la remoción de contaminantes mediante electrocoagulación. En este proceso, los contaminantes, incluidos los metales pesados y los compuestos orgánicos, se adsorben en la extensa superficie de los flóculos de hidróxido metálico formados (Mollah et al., 2004). La coprecipitación, por otra parte, ocurre cuando los contaminantes quedan incorporados dentro de la matriz del precipitado de hidróxido metálico (Meunier et al., 2009).

#### ***4.5.4 Limitaciones de la técnica de electrocoagulación***

A pesar de su potencial prometedor, la aplicación de la electrocoagulación para la remediación de suelos contaminados enfrenta diversas limitaciones. La aplicación directa in situ se ve restringida por la baja conductividad eléctrica de algunos suelos, la distribución no homogénea de la humedad y la heterogeneidad del medio edáfico, factores que dificultan la migración uniforme de los iones coagulantes. En cuanto a los electrodos, la formación de capas pasivantes de óxidos o depósitos sobre su superficie, pueden provocar una disminución en la eficiencia (Hmida et al., 2024). Otras limitaciones relevantes incluyen, el consumo de energía, la generación de lodos, costos de inversión y operación.

#### ***4.5.5 Técnicas de mejora para la remediación EC***

Las limitaciones y la mejora de la eficiencia de la electrocoagulación en la remediación de suelos contaminados son áreas de investigación activa (Tahreen et al., 2020). Entre las estrategias exploradas, se encuentra la optimización de parámetros operativos, lo que requiere la realización de estudios exhaustivos para determinar valores óptimos de densidad de corriente, tipo de

electrodo, distancia interelectródica y pH inicial. Adicionalmente, el desarrollo de modelos predictivos se considera fundamental para la escalabilidad de la técnica a nivel industrial (Tahreen et al., 2020).

La literatura científica reporta que el uso de electrodos híbridos y configuraciones multi-electrodo puede optimizar la eficiencia de los procesos de electro-oxidación y coagulación inherentes a la electrocoagulación. La aplicación de electrodos compuestos de Fe-Al ha evidenciado ser una técnica efectiva. Además, los sistemas bipolares con electrodos fabricados de aluminio ofrecen la ventaja de minimizar la pasivación de la superficie electrodo, lo que favorece un rendimiento sostenido del sistema (Loukanov et al., 2020).

#### **4.6 Otras técnicas de remediación electroquímica**

Además de las técnicas electrocinéticas y de electrocoagulación, existen otras técnicas electroquímicas que han sido objeto de investigación para la remediación de suelos contaminados. Entre ellas, los tratamientos basados en Fenton que han recibido una gran atención en las últimas décadas debido a su eficiencia de tratamiento, velocidad de reacción y amplio espectro de aplicaciones. La electro-Fenton es una técnica avanzada de oxidación electroquímica (EAOP), que sinergiza los principios de la electroquímica con la generación de radicales hidroxilos ( $\bullet\text{OH}$ ). El principio técnico se fundamenta en la generación in situ de peróxido de hidrogeno ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) mediante la reducción electroquímica de oxígeno disuelto ( $\text{O}_2$ ) en el cátodo, seguida de la reacción de Fenton, catalizada por iones ferrosos ( $\text{Fe}^{2+}$ ) para producir radicales hidroxilos ( $\bullet\text{OH}$ ), que tienen un alto potencial de oxidación ( $E^\circ = 2,8 \text{ V}$ ). EL  $\bullet\text{OH}$  es una de las especies químicas más reactivas, con la capacidad de oxidar contaminantes orgánicos de manera instantánea y de forma no selectiva. Las reacciones fundamentales del proceso se detallan a continuación.



Activación del peróxido mediante iones de hierro:  $\text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}^{3+} + \bullet\text{OH} + \text{OH}^-$

El proceso electro-Fenton se puede aplicar directamente al suelo contaminado o a los efluentes generados por otras técnicas de remediación de suelos, como el lavado de suelos asistido por tensioactivos (Ganiyu & Martínez-Huitle, 2020). Usman et al. (2022) investigaron la aplicación de la remediación por electro-fenton en suelos contaminados con fenantreno, un hidrocarburo aromático policíclico (HAP). En el estudio, la adición de ácido sulfúrico diluido (0.01 N  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) al reservorio anódico mejoró la estabilidad de  $\text{H}_2\text{O}_2$  y la eficiencia del tratamiento de fenantreno en el suelo, logrando la extracción de más de la mitad del fenantreno añadido después de 21 días de tratamiento. Así mismo, el método electro-fenton se ha combinado con el lavado de suelos asistido por tensioactivos para el tratamiento de suelos contaminados por hidrocarburos de petróleo (Usman et al., 2022).

Existen diferentes procesos de oxidación basados en fenton, entre ellos la oxidación fenton modificada, la oxidación fenton heterogénea y la oxidación fenton tradicional. La oxidación tradicional de fenton se basa en  $\text{Fe}^{2+}$  soluble para catalizar  $\text{H}_2\text{O}_2$  y necesita un pH ácido menor a 4 para alcanzar una eficiencia óptima, es un proceso potencial para eliminar pesticidas, hidrocarburos, aromáticos policíclicos e hidrocarburos totales de petróleo. La oxidación de fenton modificada agrega el uso de quelantes (AC) junto  $\text{Fe}^{2+}$  soluble para evitar la acidificación inicial, y llevar el proceso a un pH neutro. Por último, se tiene la oxidación heterogénea de fenton que utiliza sólidos/ minerales de hierro para catalizar la reacción a pH neutro. La inmovilización de especies de Fe en la estructura de los minerales de hierro evita la precipitación de hidróxido de hierro, de manera que la capacidad catalítica de estos minerales mantiene el pH neutro (Usman et al., 2022). Entre las limitaciones de la técnica electro-fenton se encuentra la necesidad de operar en condiciones ácidas, lo que restringe su aplicabilidad en ciertos contextos. Adicionalmente, la

oxidación y precipitación de hierro pueden producir lodos que requieren una gestión adicional, incrementando los costos operativos del proceso.

Por otra parte, existen las técnicas electroquímicas de electrooxidación y electroreducción que son enfoques utilizados en la remediación de suelos contaminados, estas alternativas aprovechan las reacciones químicas inducidas por interacciones entre los electrodos y los componentes presentes en la matriz edáfica (Chen et al., 2018). La electrooxidación tiene lugar en el ánodo de la celda electroquímica, es capaz de oxidar directamente contaminantes orgánicos e inorgánicos. Respecto a la electroreducción, es un proceso que tiene lugar en el cátodo, de manera que implica la ganancia de electrones por parte de los contaminantes. Esta técnica es adecuada para el tratamiento de iones pesados como  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{6+}$  y  $\text{Cu}^{2+}$ , dado a que estos iones generalmente tienen potenciales estándar mayores a los de la composición del agua (Baek et al., 2012).

#### **4.7 Evaluación comparativa de las técnicas electroquímicas**

Con base en la información previamente detallada sobre cada técnica electroquímica, se presenta a continuación una tabla comparativa destinada a sintetizar y contrastar las características. Las técnicas electroquímicas son alternativas eficientes y versátiles en la remediación de suelos, superando en varios aspectos a los métodos tradicionales. Su capacidad de tratamiento in situ, su eficacia frente a una amplia variedad de contaminantes, su aplicabilidad en suelos de baja permeabilidad y su potencial para combinarse con otras estrategias, las consolidan como una opción de gran valor.

La diversidad de técnicas electroquímicas ofrece un abanico de soluciones eficaces y sostenibles para la remediación de suelos contaminados, cada una con alcances y aplicaciones distintivas. Por consiguiente, no existe una única técnica de remediación óptima, ya que su

selección se encuentra intrínsecamente ligada a factores particulares de cada sistema y tipo de contaminación, tales como el contaminante específico, las propiedades del suelo, la profundidad de la afectación, el tiempo disponible, los costos asociados y las normativas vigentes. Sin embargo, entre las bases fundamentales que sustentan la mayoría de las técnicas electroquímicas se señala la remediación electrocinética.

La remediación electrocinética facilita el diseño de estrategias secuenciales o simultáneas, asegurando la distribución de reactivos a través de toda la zona contaminada, no limitándose a las proximidades de los electrodos. Su versatilidad permite la creación de sistemas híbridos, optimiza el consumo energético y minimiza las zonas muertas. De esta manera, la EKR potencia cualquier técnica electroquímica aplicada in situ al aprovechar el flujo controlado de iones y el del agua inherente a la matriz edáfica, maximizando la extensión espacial de los procesos redox y la eficiencia global de la remediación. Además de complementar otras técnicas electroquímicas, la EKR puede sinergizarse y aumentar su eficacia al acoplarse con biorremediación, fitorremediación, medios filtrantes (RFM) y energía solar.

**Tabla 2**

*Técnicas electroquímicas para la remediación de suelos contaminados*

<b>Criterios de comparación</b>	<b>Remediación electrocinética (EKR)</b>	<b>Remediación por Electrocoagulación (EC)</b>	<b>Remediación Electro-Fento (EF)</b>	<b>Electrooxidación</b>	<b>Electroreducción</b>
<b>Principios técnicos</b>	Aplicación de un campo eléctrico para la eliminación de contaminantes in situ, mediante electroforesis, electromigración y electroósmosis.  La electrolisis del agua induce gradientes de pH, un proceso clave en el sistema.	Utilización de ánodos de Fe o Al, con el objetivo de liberar iones metálicos que hidrolizan y forman especies que coagulan o enmallan los contaminantes.	Generación electroquímica de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> en el cátodo y adición de un catalizador de Fe <sup>2+</sup> , para producir radicales hidroxilos (•OH).	Oxidación de contaminantes en el ánodo de manera directa o indirecta mediante especies reactivas generadas electroquímicamente en electrodos especiales.	Ganancia de electrones por parte de los contaminantes en el cátodo, de modo que se transforman en especies menos tóxicas o inmóviles.
<b>Contaminantes objetivo</b>	Metales pesados, radionúclidos, compuestos orgánicos y otros contaminantes persistentes.	Metales pesados, hidrocarburos, sólidos en suspensión y materia orgánica.	Amplio rango de contaminantes orgánicos.	Pesticidas, colorantes, detergentes, fármacos. Contaminantes orgánicos e inorgánicos.	Iones de metales pesados (Hg <sup>2+</sup> , Cd <sup>2+</sup> , Cr <sup>6+</sup> , Cu <sup>2+</sup> ).
<b>Aplicaciones</b>	Efectivo en suelos de baja permeabilidad y suelos heterogéneos de grano fino.	Tratamiento de lodos, suelos contaminados, y aguas residuales de procesos industriales.	Suelos contaminados con contaminantes orgánicos resistentes, áreas agrícolas e industriales.	Aguas subterráneas, suelos lixiviados, sitios industriales, y tratamientos de efluentes contaminados.	Sitios industriales y mineros.

<b>Ventajas</b>	Aplicación in situ o ex situ, versátil para una amplia gama de contaminantes, baja perturbación del suelo, sostenible ambientalmente, y puede combinarse con otras técnicas de remediación.	Combina tratamientos químicos y físicos, puede remover una variedad de contaminantes, proceso sencillo y relativamente económico.	No requiere grandes cantidades de químicos, puede operar en amplios rangos de pH bajo ciertas condiciones, alta eficiencia de tratamiento y amplio espectro de aplicaciones.	Puede oxidar directamente, capaz de degradar contaminantes altamente tóxicos y no requiere adición de reactivos externos.	Transforma especies móviles a inmóviles y adecuada para el tratamiento de iones metálicos tóxicos.
<b>Limitaciones</b>	Capacidad limitada para disolver metales no iónicos, los extremos de pH pueden promover la precipitación de contaminantes, posible corrosión de los electrodos, tiempos de tratamientos prolongados y elevado consumo de energía.	La aplicación directa in situ se ve limitada por la baja conductividad eléctrica, la heterogeneidad del suelo, posible pasivación de los electrodos, y generación de lodos metálicos.	Necesita condiciones ácidas, riegos de generación de intermedios tóxicos, consumo de energía y posible generación de lodos.	Corrosión o daño de los electrodos, precipitación de especies cerca del electrodo y consumo elevado de energía.	Los potenciales estándar de los iones deben ser mayores que la descomposición del agua.

*Nota.* Esta tabla comparativa resume la información presentada en el documento sobre las técnicas electroquímicas de remediación de suelos contaminados.

## 8. Conclusiones

Las tecnologías de remediación electroquímica son alternativas innovadoras y sostenibles para la remediación de suelos contaminados, especialmente aquellos afectados por contaminantes como metales pesados y compuestos orgánicos. Su elevada eficiencia frente a una diversidad de contaminantes las distingue de los métodos tradicionales, debido a su menor impacto en el entorno circundante.

Dentro de las técnicas electroquímicas analizadas, la remediación electrocinética (EKR) emerge como una alternativa altamente prometedora, particularmente en suelos de baja permeabilidad donde otras metodologías presentan desafíos significativos. Esta tecnología presenta algunas limitaciones, entre ellas: el consumo de energía eléctrica, y la generación de gradientes de pH.

Se destaca la electrocoagulación (EC) como un método versátil, aunque su aplicación directa en la remediación de suelos no es tan común como en el tratamiento de aguas residuales. Básicamente, la EC promueve la formación in situ de coagulantes a partir de electrodos de sacrificio, generalmente de aluminio o hierro, mediante la aplicación de corriente eléctrica.

La electro-Fento, enfocada en la generación de radicales de hidroxilo altamente reactivos para la oxidación de contaminantes orgánicos, presenta la limitación de requerir condiciones ácidas y la potencial generación de lodos de hierro. Por su parte, las técnicas de electrooxidación y electroreducción aprovechan las reacciones que se desarrollan en los electrodos para oxidar o reducir directamente los contaminantes.

## Referencias Bibliográficas

- Ambaye, T. G., Hassani, A., Vaccari, M., Franzetti, A., Prasad, S., Formicola, F., Rosatelli, A., Rehman, M. Z. ur, Mohanakrishna, G., Ganachari, S. V., Aminabhavi, T. M., & Rtimi, S. (2024). Emerging technologies for the removal of pesticides from contaminated soils and their reuse in agriculture. *Chemosphere*, 362(May), 142433. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142433>
- Azhar, U., Ahmad, H., Shafqat, H., Babar, M., Shahzad Munir, H. M., Sagir, M., Arif, M., Hassan, A., Rachmadona, N., Rajendran, S., Mubashir, M., & Khoo, K. S. (2022). Remediation techniques for elimination of heavy metal pollutants from soil: A review. *Environmental Research*, 214(P4), 113918. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113918>
- Abed AL-Rubaye, S. F., A. AlHaboubi, N., & Al-Allaq, A. H. (2024). Factors Affecting Electrocoagulation Process for Different Water Types: A review. *Al-Khwarizmi Engineering Journal*, 20(1), 17–32. <https://doi.org/10.22153/kej.2024.10.001>
- Altaee, A., Smith, R., & Mikhalovsky, S. (2008). The feasibility of decontamination of reduced saline sediments from copper using the electrokinetic process. *Journal of Environmental Management*, 88(4), 1611–1618. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.08.008>
- Altin, A., & Degirmenci, M. (2005). Lead (II) removal from natural soils by enhanced electrokinetic remediation. *Science of the Total Environment*, 337(1–3), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.06.017>
- Acar, Y. B., & Alshawabkeh, A. N. (1993). Principles of Electrokinetic Remediation. *Environmental Science and Technology*, 27(13), 2638–2647. <https://doi.org/10.1021/es00049a002>
- Acar, Y. B., Gale, R. J., Alshawabkeh, A. N., Marks, R. E., Puppala, S., Bricka, M., & Parker, R. (1995). Electrokinetic remediation: Basics and technology status. *Journal of Hazardous Materials*, 40(2), 117–137. [https://doi.org/10.1016/0304-3894\(94\)00066-P](https://doi.org/10.1016/0304-3894(94)00066-P)
- Asadi, A., Huat, B. B. K., Nahazanan, H., & Keykhah, H. A. (2013). Theory of electroosmosis in soil. *International Journal of Electrochemical Science*, 8(1), 1016–1025. [https://doi.org/10.1016/s1452-3981\(23\)14076-4](https://doi.org/10.1016/s1452-3981(23)14076-4)
- By Akram N. Alshawabkeh, 1 Associate Member, ASCE, Albert T. Yeung, 2 Member, A., & Bricka, and M. R. (2006). *P Ractical a Spects of*. 125(January), 27–35.
- Baek, K., Mao, X., Ciblak, A., & Alshawabkeh, A. N. (2012). *Green Remediation of Soil and Groundwater by Electrochemical Methods*. 4348–4357. <https://doi.org/10.1061/9780784412121.447>
- Barba, S. (2018). *Electro-biorremediación de suelos contaminados con pesticidas* ( tesis doctoral). Universidad de castilla-La Mancha, Ciudad real, España.
- Cameselle, C., & Pena, A. (2016). Enhanced electromigration and electro-osmosis for the

- remediation of an agricultural soil contaminated with multiple heavy metals. *Process Safety and Environmental Protection*, 104, 209–217. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.09.002>
- Cang, L., Wang, Q. Y., Zhou, D. M., & Xu, H. (2011). Effects of electrokinetic-assisted phytoremediation of a multiple-metal contaminated soil on soil metal bioavailability and uptake by Indian mustard. *Separation and Purification Technology*, 79(2), 246–253. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.02.016>
- Cang, L., Zhou, D. M., Wu, D. Y., & Alshawabkeh, A. N. (2009). Coupling electrokinetics with permeable reactive barriers of zero-valent iron for treating a chromium contaminated soil. *Separation Science and Technology*, 44(10), 2188–2202. <https://doi.org/10.1080/01496390902976699>
- Chu, C. Y., & Ko, T. H. (2018). Evaluation of Acid Leaching on the Removal of Heavy Metals and Soil Fertility in Contaminated Soil. *Journal of Chemistry*, 2018. <https://doi.org/10.1155/2018/5036581>
- Cañizares, P., Jiménez, C., Martínez, F., Sáez, C., & Rodrigo, M. A. (2007). Study of the electrocoagulation process using aluminum and iron electrodes. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 46(19), 6189–6195. <https://doi.org/10.1021/ie070059f>
- Colacicco, A., De Gioannis, G., Muntoni, A., Pettinao, E., Poletini, A., & Pomi, R. (2010). Enhanced electrokinetic treatment of marine sediments contaminated by heavy metals and PAHs. *Chemosphere*, 81(1), 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.07.004>
- Chen, L., Rajic, L., Zhao, Y., Hetrick, K., Hojabri, S., Alshawabkeh, A., Xue, Y., & Zhou, W. (2018). Environmental Remediation with Electrochemical Technologies. In *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*. <https://doi.org/10.1002/0471238961.koe00043>
- Dhaliwal, S. S., Singh, J., Taneja, P. K., & Mandal, A. (2020). Remediation techniques for removal of heavy metals from the soil contaminated through different sources: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(2), 1319–1333. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06967-1>
- De, D. A., Rosa-Pérez, L. A., Maura, M., Teutli-León, M., & Ramírez-Islas, M. E. (2007). Electrorremediación en suelos, una revisión técnica para su aplicación en campo. *Rev. Int. Contam. Ambient*, 23(3), 129–138.
- Da Silva, E. B. S., Fernandes, N. S., Costa, E. C. T. de A., Da Silva, D. R., De Araújo, D. M., & Martínez-Huitle, C. A. (2017). Scale-up on electrokinetic treatment of polluted soil with petroleum: Effect of operating conditions. *International Journal of Electrochemical Science*, 12(5), 4001–4015. <https://doi.org/10.20964/2017.05.70>
- Dehghan Abkenar, S., Khakipour, N., & Alahdadi, I. (2024). Recent Advances in Electrochemical Treatment Technology for the Remediation of Contaminated Soil. *Analytical and Bioanalytical Electrochemistry*, 16(3), 280–306. <https://doi.org/10.22034/abec.2024.712243>
- Emamjomeh, M. M., & Sivakumar, M. (2009). Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *Journal of Environmental Management*, 90(5), 1663–1679. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.011>

- Figueroa, A., Cameselle, C., Gouveia, S., & Hansen, H. K. (2016). Electrokinetic treatment of an agricultural soil contaminated with heavy metals. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, *51*(9), 691–700. <https://doi.org/10.1080/10934529.2016.1170425>
- Fitch, A., Balderas-Hernandez, P., & Ibanez, J. G. (2022). Electrochemical technologies combined with physical, biological, and chemical processes for the treatment of pollutants and wastes: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *10*(3), 107810. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107810>
- recovery from soil with catholyte-enhanced electrokinetic remediation: Effects on voltage redistribution throughout soil sections. *Separation and Purification Technology*, *253*(July), 117553. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117553>
- Ghobadi, R., Altaee, A., Zhou, J. L., Karbassiyazdi, E., & Ganbat, N. (2021). Effective remediation of heavy metals in contaminated soil by electrokinetic technology incorporating reactive filter media. *Science of the Total Environment*, *794*, 148668. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148668>
- Ghobadi, R., Altaee, A., Zhou, J. L., McLean, P., Ganbat, N., & Li, D. (2021). Enhanced copper removal from contaminated kaolinite soil by electrokinetic process using compost reactive filter media. *Journal of Hazardous Materials*, *402*(May 2020), 123891. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123891>
- Giannis, A., & Gidarakos, E. (2005). Washing enhanced electrokinetic remediation for removal cadmium from real contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*, *123*(1–3), 165–175. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.03.050>
- Gong, Y., Yao, J., Wang, P., Li, Z., Zhou, H., & Xu, C. (2022). Perspective of hydrogen energy and recent progress in electrocatalytic water splitting. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, *43*, 282–296. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2022.02.010>
- García, C., Moreno, J., Hernández, M., & Polo, A. (2002). Metales pesados y sus implicaciones en la calidad del suelo. *Ciencia y Medio Ambiente- CCMA-CSIC*, 125–138. <http://hdl.handle.net/10261/111812>
- Gidudu, B., & Chirwa, E. M. N. (2022). The Role of pH, Electrodes, Surfactants, and Electrolytes in Electrokinetic Remediation of Contaminated Soil. *Molecules*, *27*(21). <https://doi.org/10.3390/molecules27217381>
- Ganiyu, S. O., & Martínez-Huitile, C. A. (2020). The use of renewable energies driving electrochemical technologies for environmental applications. *Current Opinion in Electrochemistry*, *22*, 211–220. <https://doi.org/10.1016/j.coelec.2020.07.007>
- Hamdi, F. M., Ganbat, N., Altaee, A., Samal, A. K., Ibrar, I., Zhou, J. L., & Sharif, A. O. (2025). Hybrid and enhanced electrokinetic system for soil remediation from heavy metals and organic matter. *Journal of Environmental Sciences (China)*, *147*, 424–450. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.11.005>
- Hmida, E. S. B. H., Abderrazak, H., & Ounissi, T. (2024). Electrocoagulation. *Advances in*

- Science, Technology and Innovation, Part F2460*, 227–237. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-48228-1\\_15](https://doi.org/10.1007/978-3-031-48228-1_15)
- He, L., Zhong, H., Liu, G., Dai, Z., Brookes, P. C., & Xu, J. (2019). Remediation of heavy metal contaminated soils by biochar: Mechanisms, potential risks and applications in China. *Environmental Pollution*, 252, 846–855. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.151>
- Jeon, E. K., Ryu, S. R., & Baek, K. (2015). Application of solar-cells in the electrokinetic remediation of As-contaminated soil. *Electrochimica Acta*, 181, 160–166. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2015.03.065>
- Kim, D. H., Jo, S. U., Yoo, J. C., & Baek, K. (2013). Ex situ pilot scale electrokinetic restoration of saline soil using pulsed current. *Separation and Purification Technology*, 120, 282–288. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.10.007>
- Ko, S. O., Schlautman, M. A., & Carraway, E. R. (2000). Cyclodextrin-enhanced electrokinetic removal of phenanthrene from a model clay soil. *Environmental Science and Technology*, 34(8), 1535–1541. <https://doi.org/10.1021/es990223t>
- Liu, X., Sathishkumar, K., Zhang, H., Saxena, K. K., Zhang, F., Naraginiti, S., K, A., Rajendiran, R., Aruliah, R., & Guo, X. (2024). Frontiers in Environmental Cleanup: Recent Advances in Remediation of Emerging Pollutants from Soil and Water. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 16(August), 100461. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100461>
- Loukanov, A., El Allaoui, N., Omor, A., Elmadani, F. Z., Bouayad, K., & Nakabayashi, S. (2020). Large-scale removal of colloidal contaminants from artisanal wastewater by bipolar electrocoagulation with aluminum sacrificial electrodes. *Results in Chemistry*, 2, 100038. <https://doi.org/10.1016/j.rechem.2020.100038>
- Lopez-Vizcaíno, R., Sáez, C., Cañizares, P., & Rodrigo, M. A. (2012). Electrocoagulation of the effluents from surfactant-aided soil-remediation processes. *Separation and Purification Technology*, 98, 88–93. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.07.017>
- Martínez Sepúlveda, J. A., Sánchez Yáñez, J. M., Volke Sepúlveda, T., Vallejo Quintero, V. E., Pérez Junco, L. M., Duarte Bautista, P. A., Umbacía, M., Márquez-Benavides, L., Villaseñor Camacho, J., Castañeda García, L. F., & Reinaldo Casallas, M. (2019). Remediación de suelos contaminados: fundamentos y casos de estudio. In *Remediación de suelos contaminados: fundamentos y casos de estudio*. <https://doi.org/10.21158/9789587566116>
- Meunier, N., Drogui, P., Mercier, G., & Blais, J. F. (2009). Treatment of metal-loaded soil leachates by electrocoagulation. *Separation and Purification Technology*, 67(1), 110–116. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2009.03.040>
- Meunier, N., Drogui, P., Montané, C., Hausler, R., Mercier, G., & Blais, J. F. (2006). Comparison between electrocoagulation and chemical precipitation for metals removal from acidic soil leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 137(1), 581–590. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.02.050>
- Mollah, M. Y. A., Morkovsky, P., Gomes, J. A. G., Kesmez, M., Parga, J., & Cocke, D. L. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of Hazardous*

- Materials*, 114(1–3), 199–210. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.08.009>
- Pociecha, M., & Lestan, D. (2010). Using electrocoagulation for metal and chelant separation from washing solution after EDTA leaching of Pb, Zn and Cd contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*, 174(1–3), 670–678. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.103>
- Rajendran, S., Priya, T. A. K., Khoo, K. S., Hoang, T. K. A., Ng, H. S., Munawaroh, H. S. H., Karaman, C., Orooji, Y., & Show, P. L. (2022). A critical review on various remediation approaches for heavy metal contaminants removal from contaminated soils. *Chemosphere*, 287(P4), 132369. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132369>
- Sun, Z., Zhao, M., Chen, L., Gong, Z., Hu, J., & Ma, D. (2023). Electrokinetic remediation for the removal of heavy metals in soil: Limitations, solutions and prospection. *Science of the Total Environment*, 903(July), 165970. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165970>
- Saichek, R. E., & Reddy, K. R. (2003). Effects of system variables on surfactant enhanced electrokinetic removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from clayey soils. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 24(4), 503–515. <https://doi.org/10.1080/09593330309385585>
- Saini, A., Bekele, D. N., Chadalavada, S., Fang, C., & Naidu, R. (2020). A review of electrokinetically enhanced bioremediation technologies for PHs. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 88, 31–45. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.08.010>
- Sarankumar, R. K., Selvi, A., Murugan, K., & Rajasekar, A. (2020). Electrokinetic (EK) and Bio-electrokinetic (BEK) Remediation of Hexavalent Chromium in Contaminated Soil Using Alkalophilic Bio-anolyte. *Indian Geotechnical Journal*, 50(3), 330–338. <https://doi.org/10.1007/s40098-019-00366-6>
- Safari Sinigani, A. A., Nguyen, T. T. N., Che, R., Phan, T. D., & Hosseini Bai, S. (2017). Application of manures to mitigate the harmful effects of electrokinetic remediation of heavy metals on soil microbial properties in polluted soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(34), 26485–26496. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0281-y>
- Tahreem, A., Jami, M. S., & Ali, F. (2020). Role of electrocoagulation in wastewater treatment: A developmental review. *Journal of Water Process Engineering*, 37(May), 101440. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101440>
- Usman, M., Jellali, S., Anastopoulos, I., Charabi, Y., Hameed, B. H., & Hanna, K. (2022). Fenton oxidation for soil remediation: A critical review of observations in historically contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 424(PD), 127670. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127670>
- Yeung, A. T., & Gu, Y.-Y. (2011). A review on techniques to enhance electrochemical remediation of contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 195, 11–29. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.08.047>
- Yuan, C., & Chiang, T. S. (2007). The mechanisms of arsenic removal from soil by electrokinetic process coupled with iron permeable reaction barrier. *Chemosphere*, 67(8), 1533–1542. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.008>