



# Universidad Católica de Santa María

**Facultad de Arquitectura e Ingenierías Civil y del Ambiente**

**Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental**

**Evaluación de un modelo electroquímico para la remoción de Cd y Pb  
de suelos en condiciones simuladas de pasivos mineros – Arequipa**

Tesis presentada por:

**Zaravia Vasquez, Amilkar Aldahir**

**ORCID: 0009-0001-7529-5849**

para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

Asesor:

**Mg. Medina Ramos, Robert Joaquín**

**ORCID: 0000-0001-5504-0446**

Arequipa - Perú

2026

UCSM-ERP **UNIVERSIDAD CATÓLICA DE SANTA MARIA**

**INGENIERIA AMBIENTAL**

**TITULACIÓN CON TESIS**

**DICTAMEN APROBACION DE BORRADOR**

Arequipa, 09 de Octubre del 2025

**Dictamen: 009022-C-EPIA-2025**

Visto el borrador del expediente 009022, presentado por:

**2016240301 - ZARAVIA VASQUEZ AMILKAR ALDAHIR**

Titulado:

**EVALUACIÓN DE UN MODELO ELECTROQUÍMICO PARA LA REMOCIÓN DE CD Y PB  
DE SUELOS EN CONDICIONES SIMULADAS DE PASIVOS MINEROS - AREQUIPA**

Nuestro dictamen es:

**APROBADO**

Título Profesional/Título de Segunda Especialidad/Grado Académico a optar:

**INGENIERO AMBIENTAL**

**29519918 - BEJARANO MEZA MARIA ELIZABETH  
DICTAMINADOR**



**43238145 - BENEGAS LLANOS ROSARIO CAROLINA  
DICTAMINADOR**



**43606549 - CARDENAS PILLCO BERLY EDINSSON  
DICTAMINADOR**



# Evaluación de un modelo electroquímico para la remoción de Cd y Pb de suelos en condiciones simuladas de pasivos mineros – Arequipa

## INFORME DE ORIGINALIDAD

<b>11</b> %	<b>6</b> %	<b>1</b> %	<b>5</b> %
INDICE DE SIMILITUD	FUENTES DE INTERNET	PUBLICACIONES	TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

## FUENTES PRIMARIAS

<b>1</b>	<b>repositorio.untels.edu.pe</b> Fuente de Internet	<b>5</b> %
<b>2</b>	<b>Submitted to Universidad Católica de Santa María</b> Trabajo del estudiante	<b>5</b> %
<b>3</b>	<b>Submitted to Universidad Nacional del Centro del Peru</b> Trabajo del estudiante	<b>1</b> %

Excluir citas

Apagado

Excluir coincidencias < 1%

Excluir bibliografía

Apagado

## DEDICATORIA

*A Dina Zaravia Sanchez, por ser mi pilar más importante y por sostener mis pasos con su amor incondicional.*

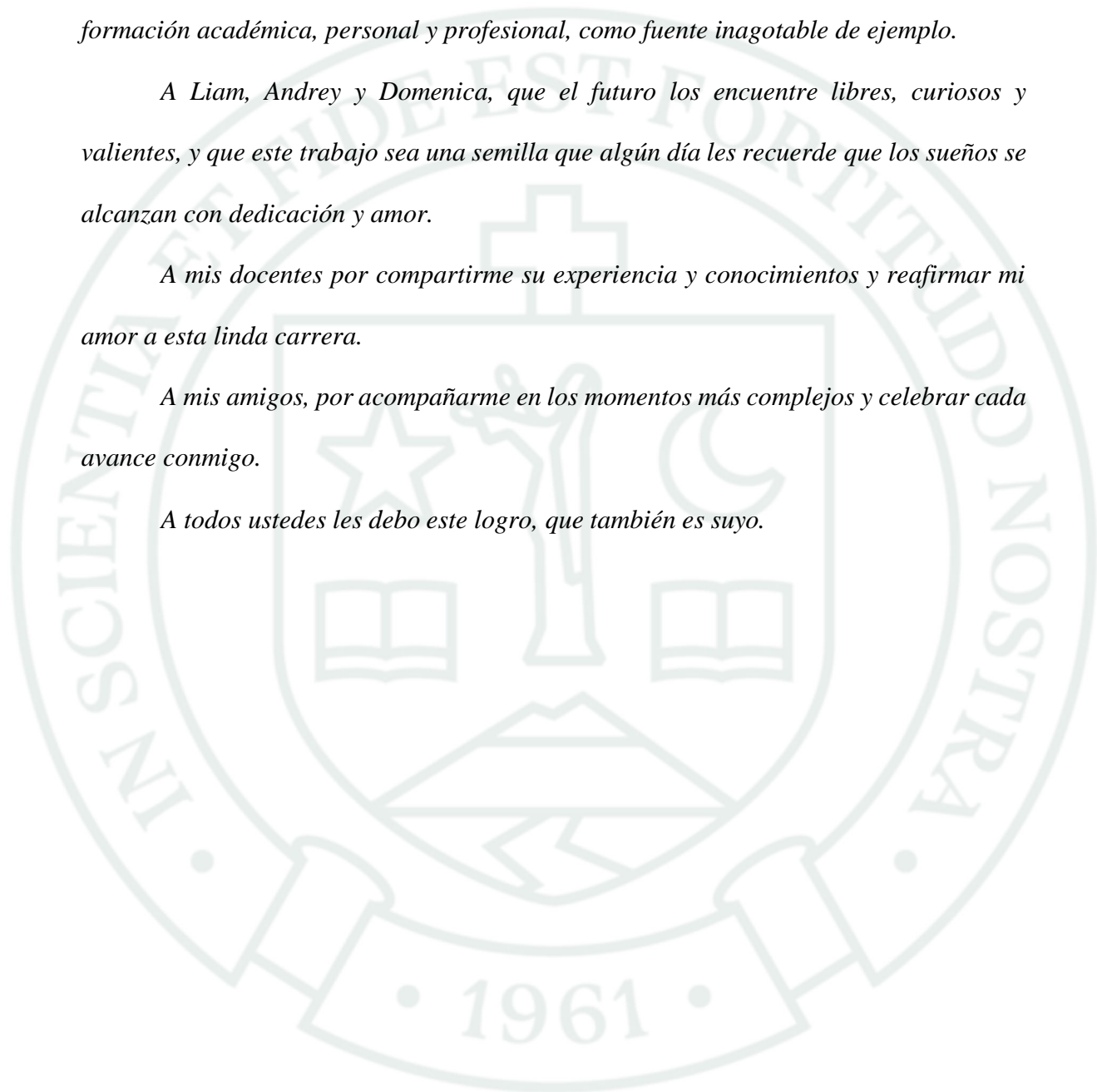
*A Anndy y Allen, quienes contribuyeron de manera directa e indirecta a mi formación académica, personal y profesional, como fuente inagotable de ejemplo.*

*A Liam, Andrey y Domenica, que el futuro los encuentre libres, curiosos y valientes, y que este trabajo sea una semilla que algún día les recuerde que los sueños se alcanzan con dedicación y amor.*

*A mis docentes por compartirme su experiencia y conocimientos y reafirmar mi amor a esta linda carrera.*

*A mis amigos, por acompañarme en los momentos más complejos y celebrar cada avance conmigo.*

*A todos ustedes les debo este logro, que también es suyo.*



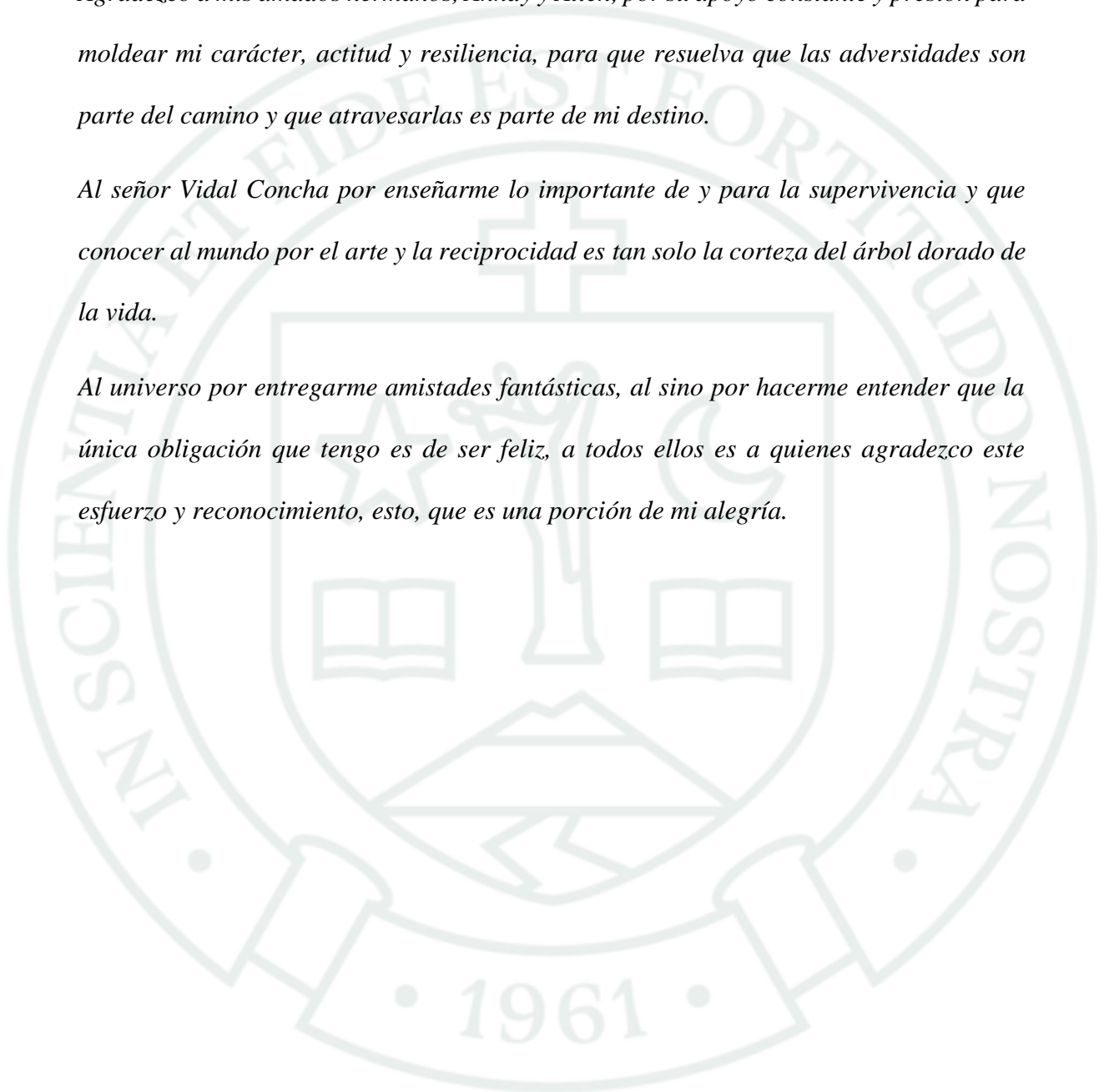
## AGRADECIMIENTOS

*Agradezco mi mamá Dina, a quien amo con desmesura, con pureza y sinceridad y a quien le debo todo y todos los éxitos y logros de mi vida. Gracias gracias gracias.*

*Agradezco a mis amados hermanos, Anndy y Allen, por su apoyo constante y presión para moldear mi carácter, actitud y resiliencia, para que resuelva que las adversidades son parte del camino y que atravesarlas es parte de mi destino.*

*Al señor Vidal Concha por enseñarme lo importante de y para la supervivencia y que conocer al mundo por el arte y la reciprocidad es tan solo la corteza del árbol dorado de la vida.*

*Al universo por entregarme amistades fantásticas, al sino por hacerme entender que la única obligación que tengo es de ser feliz, a todos ellos es a quienes agradezco este esfuerzo y reconocimiento, esto, que es una porción de mi alegría.*



## RESUMEN

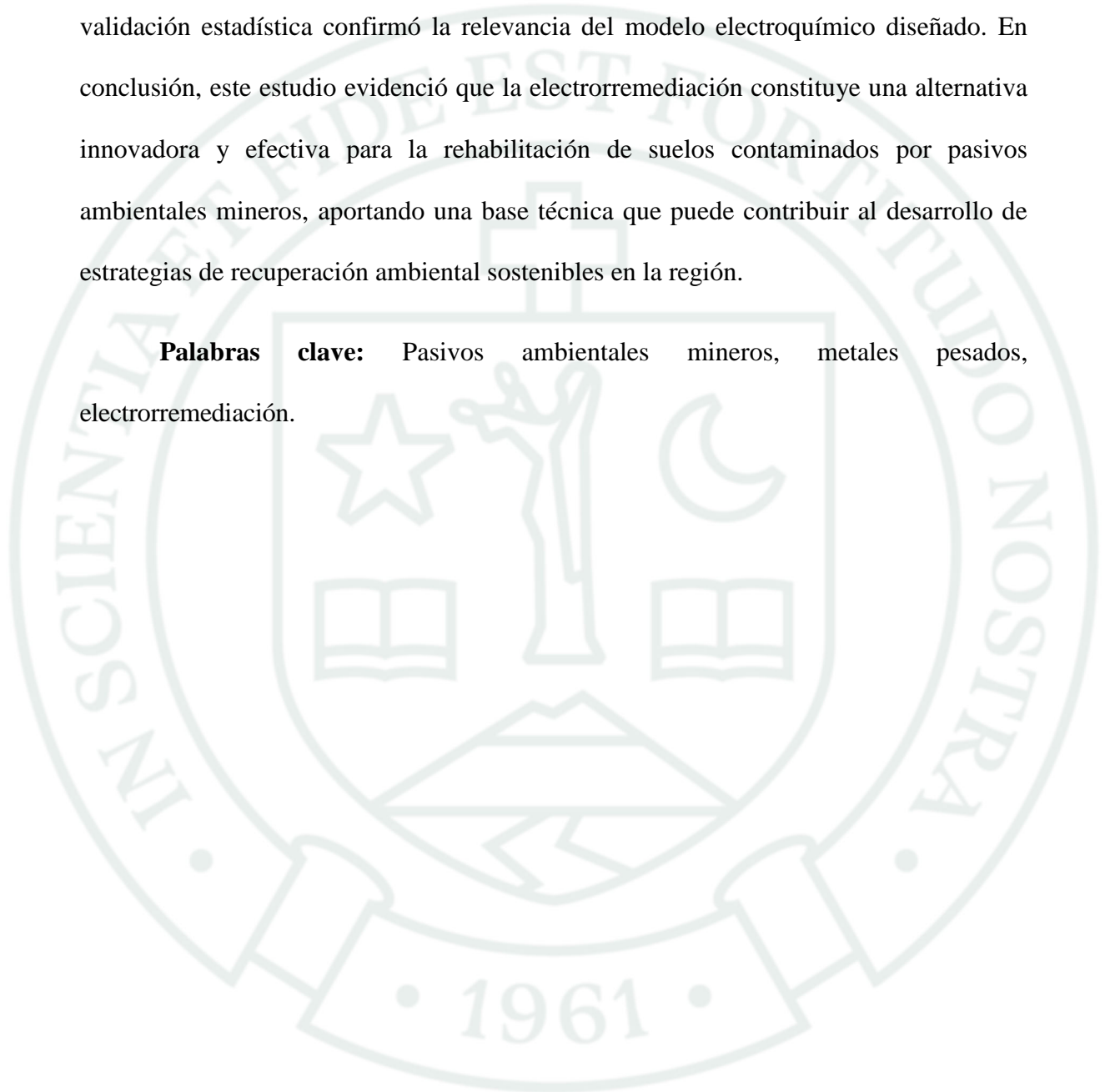
La presente investigación se desarrolló en el contexto de la problemática ambiental que generan los pasivos mineros en la región de Arequipa, donde los suelos presentan concentraciones elevadas de plomo (Pb) y cadmio (Cd), que representan un grave riesgo para la salud humana y el equilibrio ecológico. Frente a la limitada eficacia y los altos costos de las técnicas convencionales, se propuso diseñar y evaluar un modelo electroquímico a escala de laboratorio capaz de reducir significativamente la concentración de estos contaminantes, sentando las bases para una futura integración con sistemas de energía fotovoltaica como alternativa sostenible y económicamente viable.

El objetivo general de la investigación consistió en diseñar un modelo electroquímico para reducir las concentraciones de Cd y Pb en suelos contaminados por pasivos ambientales mineros en la ciudad de Arequipa. De este objetivo se derivaron metas específicas orientadas a simular escenarios de alta contaminación preparando suelos con concentraciones controladas, evaluar el efecto del voltaje aplicado (10 V y 20 V) y del tiempo de tratamiento (24 y 36 horas) sobre la eficiencia de remoción, determinar la combinación de parámetros que optimice el proceso y validar estadísticamente la efectividad del modelo propuesto.

La metodología empleada se basó en un diseño experimental factorial 2x2, donde se analizaron como variables independientes el voltaje y el tiempo de aplicación, y como variables de respuesta los porcentajes de remoción de Pb y Cd. Los ensayos se realizaron en celdas electroquímicas con suelos preparados artificialmente. Posteriormente, se efectuó el análisis estadístico de los resultados mediante pruebas de ANOVA y LSD para establecer la significancia de los factores estudiados y la confiabilidad del modelo.

Los resultados obtenidos demostraron que la aplicación de 20V durante 36 horas fue el tratamiento más eficaz, alcanzando eficiencias de remoción máximas de 87.7% para el plomo y 87.0% para el cadmio. Se comprobó que el incremento del voltaje y del tiempo de tratamiento influyó positivamente en la reducción de contaminantes, mientras que la validación estadística confirmó la relevancia del modelo electroquímico diseñado. En conclusión, este estudio evidenció que la electroremediación constituye una alternativa innovadora y efectiva para la rehabilitación de suelos contaminados por pasivos ambientales mineros, aportando una base técnica que puede contribuir al desarrollo de estrategias de recuperación ambiental sostenibles en la región.

**Palabras clave:** Pasivos ambientales mineros, metales pesados, electroremediación.



## ABSTRACT

This research was conducted in the context of the environmental problems generated by mining liabilities in the Arequipa region, where soils present high concentrations of lead (Pb) and cadmium (Cd), posing a serious risk to human health and ecological balance. Faced with the limited effectiveness and high costs of conventional techniques, this project proposed the design and evaluation of a laboratory-scale electrochemical model capable of significantly reducing the concentration of these contaminants, laying the groundwork for future integration with photovoltaic energy systems as a sustainable and economically viable alternative.

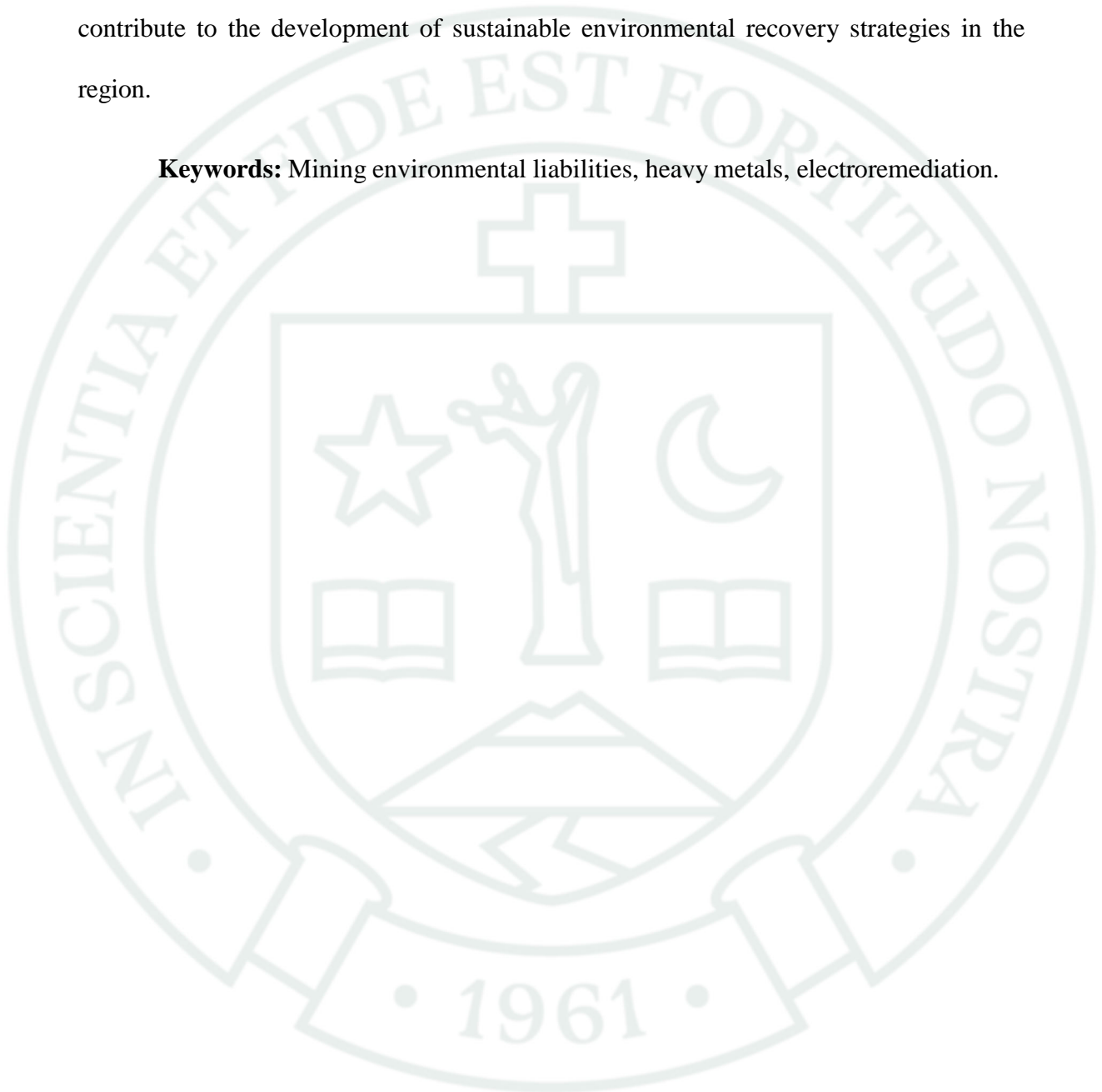
The general objective was to design an electrochemical model to reduce Cd and Pb concentrations in soils contaminated by mining environmental liabilities in Arequipa. From this objective, specific goals were derived: simulating high-contamination scenarios by preparing soils with controlled concentrations of lead and cadmium, evaluating the effect of applied voltage (10 V and 20 V) and treatment time (24 and 36 hours) on removal efficiency, determining the optimal combination of parameters, and statistically validating the proposed model's effectiveness.

The methodology was based on a 2x2 factorial experimental design, analyzing voltage and application time as independent variables and the removal percentages of Pb and Cd as response variables. The tests were conducted in electrochemical cells with artificially prepared soils. Subsequently, the results were statistically analyzed using ANOVA and LSD tests to establish the significance of the studied factors and the model's reliability.

The results demonstrated that the application of 20V for 36 hours was the most effective treatment, achieving maximum removal efficiencies of 87.7% for lead and 87.0% for cadmium. It was verified that increasing both voltage and treatment time

positively influenced contaminant reduction, while statistical validation confirmed the relevance of the designed electrochemical model. In conclusion, this study showed that electroremediation is an innovative and effective alternative for the rehabilitation of soils contaminated by mining environmental liabilities, providing a technical basis that can contribute to the development of sustainable environmental recovery strategies in the region.

**Keywords:** Mining environmental liabilities, heavy metals, electroremediation.



# ÍNDICE

DEDICATORIA

AGRADECIMIENTOS

RESUMEN

ABSTRACT

INTRODUCCIÓN..... 1

CAPÍTULO I..... 3

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA ..... 4

1.1. Problemática de la Investigación ..... 4

1.2. Justificación de la investigación ..... 5

1.3. Formulación de Objetivos..... 6

1.3.1. Objetivo General ..... 6

1.3.2. Objetivos Específicos..... 6

1.4. Hipótesis Alternativa..... 7

1.5. Hipótesis Nula..... 7

CAPÍTULO II..... 8

2. FUNDAMENTO TEÓRICO ..... 9

2.1. Antecedentes investigativos..... 9

2.2. Marco Teórico ..... 19

2.2.1. El suelo ..... 19

2.2.1.1. Definición y funciones del suelo..... 19

2.2.1.2. Composición del suelo: fases sólida, líquida y gaseosa ..... 19

2.2.1.3. Clasificación general de horizontes ..... 19

2.3. Propiedades físicas del suelo ..... 20

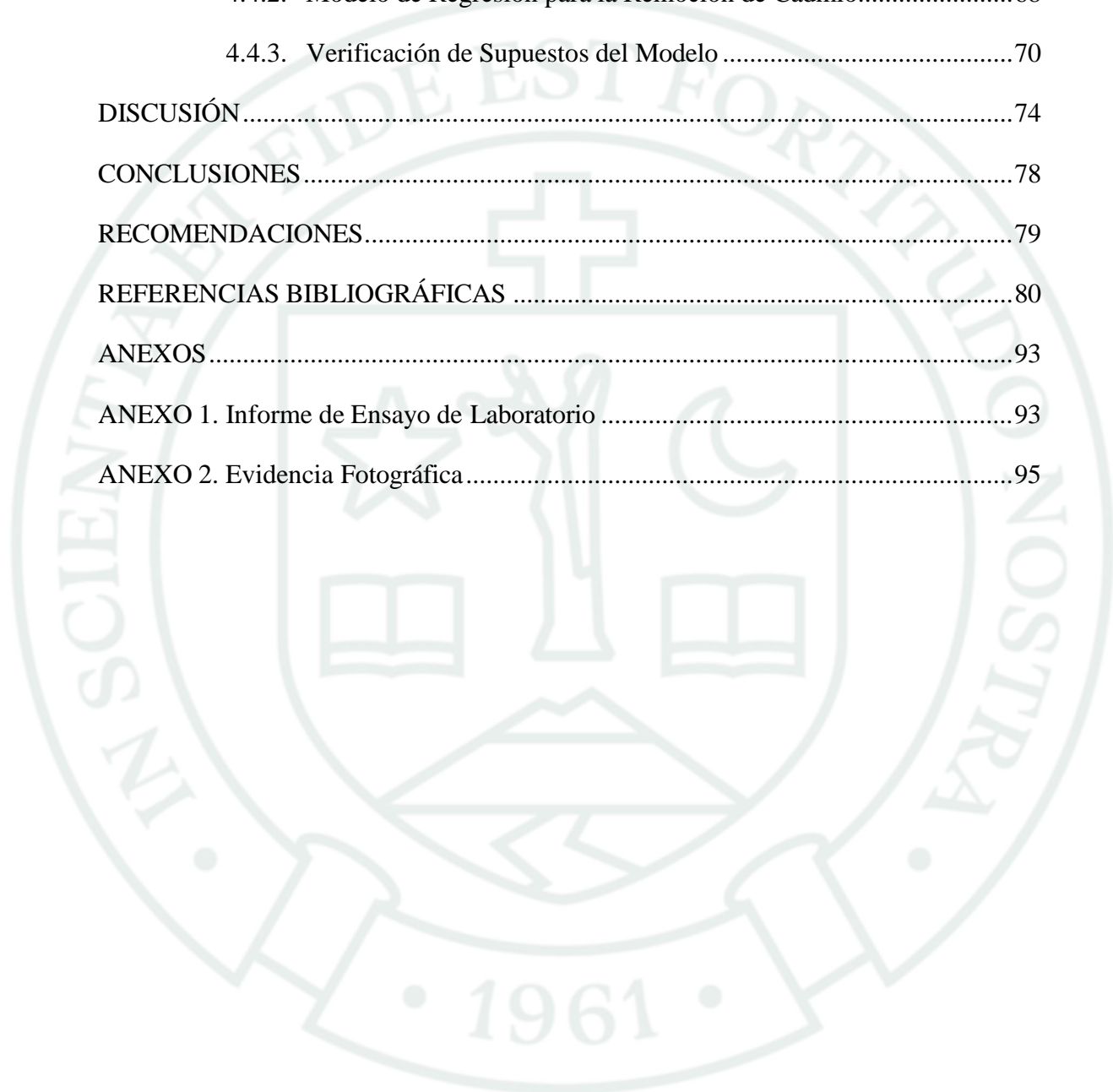
2.3.1. Textura y clasificación textural (USDA) ..... 20

2.3.2. Porosidad y densidad real vs. Aparente ..... 20

2.3.3.	Conductividad hidráulica y retención de agua .....	21
2.4.	Propiedades químicas del suelo .....	22
2.4.1.	Capacidad de intercambio catiónico (CEC).....	22
2.4.2.	Acidez y pH del suelo .....	23
2.4.3.	Salinidad y conductividad eléctrica .....	23
2.4.4.	Potencial redox .....	24
2.5.	Metales pesados en el suelo .....	24
2.5.1.	Definición de metales pesados.....	24
2.5.2.	Metales esenciales vs. no esenciales .....	25
2.5.3.	Características y comportamiento de Los metales pesados .....	25
2.6.	Movilidad y biodisponibilidad de metales.....	26
2.6.1.	Fracciones de metales en el suelo: libre, adsorbida, quelada, precipitada.....	26
2.6.2.	Factores que influyen en la movilidad (pH, materia orgánica, CEC) .....	27
2.6.3.	Biodisponibilidad y rutas de exposición .....	27
2.7.	Principios de la electroremediación.....	28
2.7.1.	Definición y alcance de la técnica .....	28
2.7.2.	Mecanismos de transporte.....	28
2.7.3.	Parámetros operacionales: voltaje, corriente, tiempo .....	29
2.7.4.	Materiales de electrodo y tipos de electrolito .....	29
2.8.	Electrobiorremediación .....	30
2.8.1.	Definición y diferencias respecto a la electroremediación .....	30
2.8.2.	Rol de los microorganismos: biotransformación y bioacumulación .....	31
2.8.3.	Interacción campo eléctrico–actividad microbiana.....	31
2.9.	Energía renovable en procesos electroquímicos .....	32

2.9.1. Integración de energía fotovoltaica.....	32
2.9.2. Ventajas y retos prácticos .....	32
2.10. Técnicas complementarias .....	33
2.10.1. Enmiendas orgánicas e inorgánicas (biochar, nanopartículas, quelantes).....	33
2.10.2. Circulación y recuperación de electrolitos.....	34
2.11. Marco Legal.....	34
2.11.1. Marco Internacional .....	34
2.11.2. Marco Nacional.....	35
2.11.3. Otros ejemplos (Legislación Europea/España) .....	36
CAPÍTULO III .....	38
3. METODOLOGÍA .....	39
3.1. Tipo y Nivel de Investigación.....	39
3.1.1. Tipo de Investigación.....	39
3.1.2. Nivel de Investigación .....	39
3.1.3. Variables .....	39
3.2. Diseño de Investigación.....	40
3.3. Métodos de la investigación .....	41
3.3.1. Materiales y equipos .....	41
3.3.2. Técnicas e instrumentos .....	41
3.3.2.1. Configuración del Sistema de Electrorremediación.....	42
3.3.3. Procedimiento Experimental.....	43
CAPÍTULO IV .....	48
4. RESULTADOS Y DISCUSIONES .....	49
4.1. Simulación de Suelo Contaminado con Pb y Cd. Det.....	49
4.2. Evaluación de Parámetros Operativos .....	51
4.2.1. Resultados para la Remoción de Plomo (Pb).....	51

4.2.2. Resultados para la Remoción de Cadmio (Cd).....	56
4.3. Identificación del Tratamiento Óptimo .....	61
4.4. Validación del Modelo .....	66
4.4.1. Modelo de Regresión para la Remoción de Plomo.....	66
4.4.2. Modelo de Regresión para la Remoción de Cadmio.....	68
4.4.3. Verificación de Supuestos del Modelo .....	70
DISCUSIÓN.....	74
CONCLUSIONES.....	78
RECOMENDACIONES.....	79
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	80
ANEXOS.....	93
ANEXO 1. Informe de Ensayo de Laboratorio .....	93
ANEXO 2. Evidencia Fotográfica.....	95



## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	Concentraciones Iniciales de Pb y Cd en el Sustrato .....	50
Tabla 2	Resultados del Diseño Experimental para la Remoción de Plomo (Pb) .....	52
Tabla 3	Análisis de Varianza para la Eficiencia de Remoción de Plomo .....	53
Tabla 4	Prueba de Comparaciones por Pares de Fisher (LSD) para los Factores Principales en la Remoción de Plomo .....	55
Tabla 5	Prueba de Comparaciones por Pares de Fisher (LSD) para la Interacción Voltaje*Tiempo en la Remoción de Plomo .....	56
Tabla 6	Análisis de Varianza para la Eficiencia de Remoción de Cadmio .....	58
Tabla 7	Prueba de Comparaciones por Pares de Tukey para los Factores Principales en la Remoción de Cadmio .....	60
Tabla 8	Prueba de Comparaciones por Pares de Tukey para la Interacción Voltaje*Tiempo en la Remoción de Cadmio.....	60
Tabla 9	Ecuación de Regresión y Resumen del Modelo para la Remoción de Plomo .....	66
Tabla 10	Ecuación de Regresión y Resumen del Modelo para la Remoción de Cadmio.....	68

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1	Atracción de cationes de la solución suelo por las partículas coloidales.....	23
Figura 2	Configuración del Sistema de Electroremediación.....	42
Figura 3	Montaje del sistema.....	45
Figura 4	Diagrama de Pareto de Efectos Estandarizados para la Eficiencia de Remoción de Plomo .....	54
Figura 5	Diagrama de Pareto de Efectos Estandarizados para la Eficiencia de Remoción de Cadmio .....	59
Figura 6	Gráfica de Efectos Principales para la Eficiencia de Remoción de Plomo.....	62
Figura 7	Gráfica de Interacción para la Eficiencia de Remoción de Plomo .....	63
Figura 8	Gráfica de Efectos Principales para la Eficiencia de Remoción de Cadmio ..	64
Figura 9	Gráfica de Interacción para la Eficiencia de Remoción de Cadmio .....	65
Figura 10	Gráfica de Superficie de Respuesta para la Eficiencia de Remoción de Plomo .....	67
Figura 11	Gráfica de Superficie de Respuesta para la Eficiencia de Remoción de Cadmio .....	69
Figura 12	Gráfica de Probabilidad Normal de Residuos para la Eficiencia de Remoción de Plomo .....	70
Figura 13	Gráfica de Residuos vs. Valores Ajustados para la Eficiencia de Remoción de Plomo .....	71
Figura 14	Gráfica de Probabilidad Normal de Residuos para la Eficiencia de Remoción de Cadmio .....	72
Figura 15	Gráfica de Residuos vs. Valores Ajustados para la Eficiencia de Remoción de Cadmio .....	72
Figura 16	Mecanismo de migración electrocinética de metales pesados en el suelo.....	75

## INTRODUCCIÓN

La acumulación de metales pesados en suelos próximos a operaciones mineras constituye un problema ambiental y de salud pública. En la región de Arequipa se han registrado concentraciones de plomo superiores a 1200 mg/kg y de cadmio mayores a 4 mg/kg, excediendo ampliamente los límites internacionales y representando riesgos de toxicidad neurológica y renal en las poblaciones expuestas (Musilová et al., 2022; Xiao et al., 2022; Raffa et al., 2021). Estos contaminantes persisten en fracciones bioaccesibles que favorecen su movilidad hacia cuerpos de agua y la cadena trófica, lo que incrementa el riesgo carcinogénico en niños y adultos (Obeng et al., 2024; Yang et al., 2022).

La toxicidad de Pb y Cd se ve potenciada por su persistencia en el suelo, donde las interacciones con coloides y materia orgánica limitan su inmovilización. En suelos con pH neutro a ligeramente ácido, estos metales permanecen en gran parte en forma iónica, lo que facilita su transporte y entrada en la cadena alimentaria (Obeng et al., 2024). Esta situación refuerza la necesidad de aplicar tecnologías de remediación eficaces que reduzcan su impacto ambiental y sanitario.

Las estrategias tradicionales de remediación, como la biorremediación y la fitorremediación, han mostrado eficiencias limitadas —generalmente inferiores al 50 %— en suelos con alta carga metálica y baja permeabilidad, además de requerir largos tiempos de aplicación (Nedjimi, 2022). La heterogeneidad edáfica y las fluctuaciones de humedad reducen aún más la efectividad de estos procesos, lo que ha impulsado la búsqueda de tecnologías alternativas y complementarias (Acuña et al., 2009; Caira-Chuquineyra et al., 2022).

En este contexto, la electrorremediación electrocinética surge como una alternativa prometedora para la descontaminación de suelos contaminados con Pb y Cd. Este método emplea campos eléctricos de baja intensidad aplicados entre electrodos insertados en el suelo,

induciendo fenómenos de electromigración de iones metálicos y electroósmosis del agua intersticial (Acar & Alshwabkeh, 1993; Camacho, 2021). Su eficacia depende de variables operativas como el voltaje aplicado, la duración del tratamiento y el acondicionamiento químico del sistema.

Investigaciones recientes destacan que la adición de agentes quelantes como el EDTA, combinada con un control adecuado del pH, mejora significativamente la movilidad de los metales, alcanzando remociones superiores al 90 % en condiciones de laboratorio (Xu et al., 2021; Boulakradeche et al., 2022). Estas experiencias evidencian el potencial del método, aunque también ponen de manifiesto la necesidad de superar barreras para su aplicación a mayor escala.

La mayoría de estudios se ha desarrollado en condiciones de laboratorio controladas. Sin embargo, su implementación en campo enfrenta retos asociados a la heterogeneidad espacial del suelo, la presencia de co-contaminantes y los costos operativos. Sun et al. (2023) enfatizan la importancia de optimizar el reciclaje de electrolitos para reducir la generación de efluentes y mejorar la relación costo-beneficio, mientras que Čičáková et al. (2022) subrayan la necesidad de ensayos piloto y modelado eléctrico que aseguren cobertura uniforme en áreas extensas.

En este marco, la presente investigación tiene como objetivo simular un escenario de alta contaminación con Pb y Cd a escala de laboratorio, optimizar los parámetros de voltaje y tiempo de tratamiento en un modelo electroquímico, y evaluar su eficacia en la remoción de estos metales, con el propósito de aportar una base técnica para estrategias sostenibles de recuperación de suelos contaminados por pasivos mineros en Arequipa.



## CAPÍTULO I

## **1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA**

### **1.1. Problemática de la Investigación**

A nivel nacional, existen 7956 pasivos ambientales mineros que demandan remediación para avanzar hacia una minería ambientalmente sostenible (INEI, 2021). La presencia de estos pasivos se clasifica como de alta peligrosidad para la salud humana y el medio ambiente.

Un pasivo ambiental minero se define como aquellas instalaciones, efluentes, emisiones o depósitos de residuos de antiguas operaciones mineras que, por su composición, constituyen un riesgo permanente para la salud de la población. La movilización de estas descargas con metales pesados representa un riesgo de acumulación en los tejidos de la vegetación circundante (Cahuana. Et. al. 2019).

Diferentes estudios demuestran una reestructuración de la relación entre la calidad ambiental y los derechos humanos, partiendo de que “el daño ambiental genera prioritariamente la obligación de recomponer”. En respuesta, el Estado ha establecido normas y propuestas de contingencia para disminuir la transferencia de estos impactos a futuras generaciones (Doroni. G, 2019).

En diversas regiones del Perú, como Arequipa, Puno y Cajamarca, la minería informal ha dejado un legado de drenajes ácidos de roca, lodos activos y sedimentos metálicos. Estos suelos se caracterizan por altas concentraciones de elementos como Cd, Pb, Hg y Cr, entre muchos otros (Arbañil, 2011).

El problema es actual debido a la persistencia de estos pasivos y a que los tratamientos convencionales son de alto costo y, en ocasiones, de efectividad limitada. Por ejemplo, se ha evidenciado que la biorremediación puede remover hasta un 78% de los contaminantes, mientras que la fitorremediación alcanza solo un 48% (Trillo, 2022).

## 1.2. Justificación de la investigación

Dado el impacto de estos pasivos y los efectos sobre el ambiente y la salud, se observa que contaminantes como el plomo y el cadmio son particularmente persistentes. Las técnicas electroquímicas surgen como una alternativa prometedora para minimizar estos compuestos y recuperar los suelos dañados por los diferentes pasivos ambientales.

- **Justificación ambiental**

En el Perú, la existencia de numerosos pasivos ambientales mineros contaminados con plomo y cadmio representa una amenaza para los ecosistemas y la salud pública, debido a la falta de planes de cierre efectivos y a la limitada eficacia de las técnicas de remediación convencionales. En este contexto, la electrorremediación surge como una alternativa innovadora y sostenible para la recuperación de suelos impactados, aportando soluciones al problema nacional y contribuyendo al cumplimiento de los **ODS 3, 6, 12 y 15**, con potencial de replicarse internacionalmente frente a la contaminación por metales pesados.

- **Justificación económica**

Las tecnologías de remediación convencionales, como los bioprocessos, a menudo implican costos elevados asociados al mantenimiento de condiciones específicas para los microorganismos o al transporte de suelo contaminado a plantas de tratamiento externas. Los procesos electroquímicos, al ser una técnica controlable, abren la posibilidad de optimizar el uso de recursos y tiempo. Este estudio aporta datos fundamentales sobre la eficiencia del proceso bajo diferentes parámetros, lo cual es el primer paso para evaluar su futura viabilidad económica frente a métodos más costosos.

- **Justificación Social**

La contaminación de suelos por pasivos mineros afecta directamente a las comunidades locales, inutilizando tierras que antes eran destinadas a actividades productivas como la

agricultura y la ganadería. Al concluir la actividad minera, las poblaciones a menudo enfrentan un entorno degradado que limita sus medios de subsistencia. La investigación de tecnologías de remediación eficaces se justifica socialmente porque busca generar las bases técnicas para recuperar estos espacios, con el fin de que las comunidades puedan reanudar de forma segura las actividades que históricamente han garantizado su bienestar.

- **Justificación Tecnológica.**

Frente a tratamientos existentes que pueden depender de biorreactores o sistemas biológicos complejos, los procesos electroquímicos representan un enfoque novedoso para la remoción de metales pesados como el cadmio y el plomo. Esta tecnología permite un control preciso de variables operativas como el voltaje y el tiempo, lo que facilita su optimización. Esta investigación se justifica al explorar científicamente la influencia de estos parámetros, generando conocimiento técnico que no solo valida la eficacia del método a escala de laboratorio, sino que también contribuye al avance de nuevas alternativas para el tratamiento de suelos contaminados.

### **1.3. Alcances y Limitaciones**

El presente estudio se desarrolló bajo condiciones controladas de laboratorio, utilizando suelos simulados con concentraciones definidas de Pb y Cd. Por ello, los resultados obtenidos reflejan un escenario experimental que, si bien reproduce características de los pasivos ambientales, no incorpora la heterogeneidad propia de los suelos en campo.

Asimismo, la investigación se centró únicamente en dos variables operativas (voltaje y tiempo), dejando fuera otros factores relevantes como la humedad, la textura del suelo y la presencia de electrolitos adicionales.

Finalmente, el modelo electroquímico fue validado en escalas pequeñas, por lo que su extrapolación a sistemas de mayor volumen requiere estudios complementarios que consideren aspectos de costo, energía y sostenibilidad.

## **1.4. Formulación de Objetivos**

### **1.4.1. Objetivo General**

Evaluar un modelo electroquímico para la reducción de concentraciones de Cd y Pb en suelos, bajo condiciones controladas que simulan pasivos ambientales mineros de Arequipa.

### **1.4.2. Objetivos Específicos**

- Simular un escenario de alta contaminación por metales pesados, preparando un sustrato de suelo con concentraciones definidas de Plomo (Pb) y Cadmio (Cd) que representen un pasivo ambiental minero crítico.
- Analizar el efecto del voltaje aplicado (10 V y 20 V) y el tiempo de tratamiento (24 h y 36 h) en la eficiencia de remoción de Pb y Cd, mediante la aplicación de un diseño experimental factorial 2x2.
- Definir la combinación óptima de voltaje y tiempo que maximice la eficiencia de remoción de Pb y Cd en el modelo electroquímico.
- Validar estadísticamente la efectividad del modelo electroquímico, cuantificando la significancia de los parámetros operativos en la remoción de los contaminantes.

## **1.5. Hipótesis Alternativa**

Considerando la contaminación de suelos con metales pesados como Plomo y Cadmio a causa de pasivos ambientales mineros, es probable que la aplicación de un modelo electroquímico bajo condiciones controladas de voltaje (10V-20V) y tiempo de tratamiento (24h-36h) logre una reducción significativa en las concentraciones de dichos contaminantes, de manera que incrementos en el voltaje y en el tiempo de aplicación se asocien directamente con la eficiencia en el proceso de remoción.

## 1.6. Hipótesis Nula

La aplicación del modelo electroquímico bajo diferentes condiciones de voltaje (10 V – 20 V) y tiempo de tratamiento (24 h – 36 h) no produce diferencias significativas en la eficiencia de remoción de Pb y Cd en suelos contaminados.





**CAPÍTULO II**

## 2. FUNDAMENTO TEÓRICO

### 2.1. Antecedentes investigativos.

Una investigación realizada por Musilová et.al. (2022). determina los contenidos de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Cd y Hg en los suelos y hortalizas de cosecha propia (papa, zanahoria, tomate). Con base en los valores de Contaminación factor (Cf), Grado de contaminación (Cdeg), Índice de geo acumulación (I geo) e Índice de carga de contaminación (PLI), Fe, Cd y Hg muy altos contaminación ( $Cf \geq 6$ ), suelo muy alto contaminación C ( $\text{grado} \geq 20$ ), Fe y Hg extremadamente pesados contaminación (I geo > 5), resp. Se encontró contaminación moderada a no contaminación ( $1 < \text{PLI} \leq 2$ ). Los valores del factor de bioacumulación  $\text{BAF} > 1$  fueron para Cu (zanahorias, papas). Los valores de ingesta diaria estimada para todos los metales pesados fueron inferiores a su ingesta diaria tolerable. La ingesta diaria crónica de metales pesados osciló entre  $2,495E-06$  (Hg)— $0,1416$  (Fe) mg/kg/día. Según los valores del índice de peligro, el consumo de patatas supone un riesgo (0,8068–1,3057). Los resultados mostraron que el monitoreo de suelos y producción cultivada es necesario para el área investigada.

Por otro lado Al-Swadi H.et.al. (2022) al identificar el problema realiza una investigación sobre las diferentes fuentes potenciales de toxicidad y evaluación del riesgo para la salud humana del suelo y el polvo cargados de metales pesados de áreas urbanas y suburbanas afectadas por la industria y minería actividades, Contaminación los niveles de HM fueron más altos en el polvo en comparación con las muestras de suelo en todos los sitios. El riesgo ecológico potencial integrado promedio en las muestras de polvo del área urbana de Mahad AD'Dahab fue de 139 y, por lo tanto, se caracterizó como un criterio de muy alto riesgo. El factor de enriquecimiento (FE), los análisis de correlación y el análisis de componentes principales mostraron que el aluminio (Al), el cobalto (Co), el cromo (Cr), el hierro (Fe), el manganeso (Mn), el níquel (Ni), el titanio (Ti), y el zinc (Zn) tuvo principalmente la ocurrencia

litogénica ( $FE < 2$ ). Sin embargo, Zn, cobre (Cu) y plomo (Pb) en Riyadh, y cadmio (Cd), Cu, Zn y Pb en el Mahad AD'Dahab se vieron afectados por la industria y minería actividades, respectivamente, de origen antrópico ( $FE > 2$ ). Los valores del índice de peligro de muestras de polvo y suelo ( $< 63 \mu\text{m}$ ) en áreas urbanas y suburbanas en Mahad AD'Dahab fueron  $> 1$ , lo que sugiere un riesgo no cancerígeno. Por lo tanto, las muestras de polvo y suelo del área minada de Mahad AD'Dahab tenían niveles de contaminación más altos, así como riesgos ecológicos y para la salud humana que las de Riyadh. Por lo tanto, es necesario monitorear la contaminación de dichos entornos residenciales con HM (especialmente Cd, Cu, Zn y Pb).

En consideración con las anteriores investigaciones, Xiao M. et al. (2022) realiza una investigación en referencia a la evaluación de riesgos para la salud de los metales pesados en los suelos agrícolas que rodean un estanque típico de relaves de cobre, en este estudio se investigaron el estado de las fuentes potenciales y los riesgos para la salud de los suelos agrícolas. Los resultados mostraron que los relaves contenían una alta concentración de Cu (1136,23 mg/kg). Las concentraciones de Cd y Cu en los suelos de las tierras de cultivo excedieron el estándar de calidad del suelo. El índice de geo acumulación ( $I_{geo}$ ) indicó que los suelos estaban moderadamente contaminados por Cu y Cd, y levemente contaminados por Ni, Cr y Zn. Se aplicó el modelo de regresión lineal múltiple de puntajes de componentes principales absolutos (APCSMLR) para el prorrateo de fuentes. Los resultados mostraron que la liberación de relaves es la principal fuente de metales pesados del suelo contaminación, con el 35,81%, seguido de las actividades agrícolas (19,41%) y las emisiones de tráfico (16,31%).

La evaluación del riesgo para la salud sugirió que los niños de la región de estudio estaban expuestos a riesgos no cancerígenos causados por el As, mientras que el riesgo no cancerígeno para los adultos y el riesgo carcinogénico tanto para adultos como para niños se encontraban en niveles aceptables. Es necesario tomar medidas efectivas para controlar los metales pesados contaminación de los vertidos de relaves para proteger a los seres humanos,

especialmente a los niños, de los riesgos adversos para la salud.

La preocupación de Yang X et al. (2022) le permite evaluar la contaminación por metales pesados y sus riesgos probabilísticos para la salud en suelos y maíz cerca de minas de carbón, evidenciando la exposición a metales pesados en el suelo y el maíz. La relación entre la concentración de metales pesados en el suelo y la del maíz se visualizó aún más mediante análisis de correlación y análisis de bosque aleatorio. Los resultados revelaron que las concentraciones medias de Ni, Cu, As, Cd, Sn, Zn, Pb y Hg en el suelo estaban todas por encima del nivel de fondo local. El Ni era el metal pesado más gravemente contaminado en el maíz y tenía una concentración superior a la norma de control de riesgos para el maíz en China. Los valores de I geo de todos los metales pesados fueron bajos y los valores de EF mostraron enriquecimiento en V, Cr, Ti, Ni y As. La evaluación del riesgo probabilístico para la salud expuesto por metales pesados en el suelo y el maíz indicó que el 1,16 y el 1,46 % de los residentes superaron el nivel de riesgo cancerígeno debido a la exposición a metales pesados del suelo y el maíz, respectivamente. Los niños fueron los más sensibles al maíz ya la exposición a metales pesados del suelo en el área contaminada. La ingestión de metales pesados se asoció con el mayor riesgo para la salud de los residentes, seguida del contacto dérmico y la inhalación. El As y el Cr en el suelo y el Cr y el Ni en el maíz tuvieron el mayor impacto en el riesgo para la salud humana. Además, los metales pesados del maíz se vieron más afectados por el suelo Cr, Cd y V. Conclusión: estos resultados pueden proporcionar información útil sobre el riesgo cancerígeno humano asociado con la exposición a metales pesados del suelo y del maíz debido al carbón.

Evidenciando los problemas causados por los metales pesados productos de la minería Jocelyn Widmer y Norgrove (2023), evaluaron algunas especies, como *Plantago lanceolata* L. o *Ricinus communis* L., puede acumular cobre en sus tejidos en concentraciones superiores a 1000 mg kg<sup>-1</sup>. La adición de bacterias y quelantes al suelo también puede aumentar la

capacidad de absorción de cobre por parte de las plantas. Sin embargo, la mayoría de las especies evaluadas acumulan cobre en las raíces, más que en los brotes, lo que limita la implementación de este método en la práctica. Por lo tanto, se necesitan más estudios para encontrar otras plantas hiperacumuladoras. La investigación futura debería enfocarse principalmente en la capacidad de las plantas para acumular cobre en sus partes aéreas, su capacidad para transferir cobre de las raíces a los brotes y su producción de biomasa bajo altas concentraciones de cobre en el suelo. También se necesitan experimentos a más largo plazo y más pruebas in situ para evaluar el potencial de desarrollo y uso de la fitorremediación con cobre en los viñedos. En conclusión, las especies de las familias Poaceae y Lamiaceae son las más promisorias hasta el momento para la fitorremediación. La identificación de plantas capaces de translocar el cobre de las raíces a las partes aéreas será un factor importante en el éxito de este método.

Es así como Nedjimi (2022) realiza un estudio en Fitorremediación como una tecnología ambiental sostenible para la descontaminación de metales pesados, ya que es un método prometedor basado en el uso de especies de plantas hiperacumuladoras que pueden tolerar altas cantidades de HM tóxicos presentes en el medio ambiente suelo. Tal estrategia utiliza plantas verdes para eliminar, degradar o desintoxicar metales tóxicos. A menudo se han empleado cinco tipos de tecnologías de fitorremediación para suelo descontaminación: fitoestabilización, fitodegradación, rizofiltración, fitoextracción y fitovolatilización. El método de fitorremediación tradicional presenta algunas limitaciones con respecto a sus aplicaciones a gran escala, por lo que la aplicación de enfoques de ingeniería genética como la transformación transgénica, la adición de nanopartículas y la fitorremediación asistida con fitohormonas, bacterias promotoras del crecimiento vegetal e inoculación de AMF se ha aplicado para mejorar la eficacia de las plantas como candidatos para la descontaminación de HM. En esta revisión, se discuten aspectos de la toxicidad de los HM y sus procedimientos de

descontaminación con enfoque en la fitorremediación. Por último, se destacan algunas tecnologías innovadoras recientes para mejorar la fitorremediación.

Con los resultados expuestos de Okoro (2022) comprueba la aplicación potencial de la cáscara de arroz como adsorbente ecológico para eliminación de metales pesados, los metales pesados ingresan a las cadenas alimenticias y las redes alimenticias a través del aire, el agua y suelo, induciendo así varias enfermedades y trastornos en tanto humanos como animales. Las características de la cascarilla de arroz (RH) como adsorbente novedoso se deben a que es químicamente estable además de ser insoluble en agua en además de su gran superficie en relación con otros residuos agrícolas. Hay una conciencia cada vez más alta de los roles que juega la SR. en usos ambientales o aplicaciones para el secuestro de sustancias químicas nocivas para el medio ambiente Esta revisión resume algunos desarrollos recientes en el uso de RH y sus derivados como un adsorbente amigable con el medio ambiente y muy adecuado para la eliminación de metales pesados.

Otra aplicación según Qiu et al. (2022) es el uso de Biocarbón para la eliminación de contaminantes de suelo y agua. La eficacia del biocarbón en la gestión de contaminantes se basa en la distribución del tamaño de los poros, los grupos de superficie y la capacidad de intercambio de iones. La composición molecular y la arquitectura física del biochar pueden ser cruciales cuando se aplica prácticamente al agua y suelo. En general, el biocarbón producido a temperaturas de pirólisis relativamente altas puede gestionar eficazmente los contaminantes orgánicos mediante el aumento de la superficie, la hidrofobicidad y la microporosidad. Se considera que el biocarbón generado a temperaturas más bajas es más adecuado para eliminar contaminantes polares orgánicos e inorgánicos a través de grupos funcionales que contienen oxígeno, precipitación y atracción electrostática. Esta revisión también presenta los obstáculos existentes y la futura dirección de la investigación relacionada con los materiales basados en biocarbón en inmovilización de contaminantes orgánicos y

pesado metal iones en efluentes y suelo.

También existen otras formas de remediación, y Geleto et al. (2022) en su estudio nos muestra la Influencia de la temperatura de pirólisis y la biomasa de materia prima en la capacidad de sorción de  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  y  $\text{Zn}^{2+}$ . Se utilizaron biochares producidos por pirólisis de mazorcas de maíz (*Zea mays* L.) a diferentes temperaturas para evaluar el efecto de la temperatura, mientras que se utilizó roble de hoja perenne (*Quercus ilex* L) pirolizado a 500 °C para evaluar el efecto de la biomasa. Las isotermas de sorción se construyeron por el método por lotes y se compararon con los modelos de Langmuir y Freundlich. La mayoría de las isotermas de sorción mostraron curvas irregulares y no todas las isotermas se ajustaron a los modelos. Por lo tanto, los coeficientes de distribución de sorción y los porcentajes de eliminación de metales se utilizaron para determinar las capacidades de sorción de los biochares para los metales estudiados. Respectivamente, *Quercus ilex* L. fue más eficaz en la sorción de todos los metales estudiados, lo que indica el papel de la biomasa. El biocarbón de maíz pirolizado a 500 °C fue más efectivo entre los biocarbón de mazorca de maíz, lo que reveló la influencia de la temperatura de pirólisis. Las concentraciones de soluciones de sorción añadidas también desempeñaron un papel importante en la sorción y, en consecuencia, el biocarbón pirolizado a 350 °C fue menos eficaz. Los metales objetivo también afectaron la sorción ya que compiten por los sitios de sorción. Así, su secuencia selectiva fue del orden de  $\text{Pb}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Zn}^{2+}$ .

En tal sentido Boulakradeche et al. (2022) propone una mejora de la remediación electrocinética de plomo y cobre en suelos contaminados por la combinación de múltiples técnicas de acondicionamiento de electrolitos modificados. Se investigó la viabilidad de la remediación electrocinética junto con dos técnicas de mejora: inversión de polaridad periódica modificada y control del pH del catolito. El objetivo fue mantener el suelo con poros para eliminar el Pb y el Cu . Se utilizó ácido cítrico como anolito y se aplicó 1 DCV.cm<sup>-1</sup> a través

de la celda de procesamiento. Esta estrategia mostró resultados de remediación 9,0 veces mejores que los de la estrategia no mejorada. electroremediación. Se debió principalmente a:

(i) El ajuste del pH que mantuvo el catolito idealmente ácido, evitando así la formación de precipitados de hidróxidos metálicos que pudieran obstruir el suelo poros (ii) Un aumento del flujo electrosmótico debido a la técnica de inversión de polaridad modificada. Se eliminó aproximadamente el 96% de Pb y Cu de suelo. Se obtuvieron resultados duplicados en suelo con 10 veces la concentración inicial de metales pesados. Esta configuración combinada aseguró un camino despejado dentro suelo y mayor eficiencia de los mecanismos electrocinéticos contra la remediación de contaminantes.

Otro estudio realizado por Čičáková et al. (2022), propone la Electrorremediación en zonas de baja conductividad hidráulica: etapa actual de conocimiento y experimento de laboratorio a pequeña escala. Esta investigación resume la etapa actual de conocimiento en la remediación electrocinética de contaminantes (por ejemplo, hidrocarburos, metales) en acuíferos de baja conductividad hidráulica y presenta información de ciertos estudios de aplicación de campo disponibles. El objetivo era centrarse en optimizar y mejorar los enfoques en el electrorremediación método y resumidamente traer información útil a futuros investigadores en su utilización práctica. Además, se llevó a cabo un experimento de laboratorio a pequeña escala para probar la eficiencia de electrorremediación de hidrocarburos clorados en aguas subterráneas de la localidad modelo (carga ambiental), destinados a la descontaminación piloto a gran escala por este enfoque.

Existe también otro tipo de remediación similar como detalla Santos C et al. (2018) en su estudio remediación electrocinética en el suelo: Un estudio de eficiencia en la remoción de cadmio, El problema de la descontaminación de suelos contaminados con metales pesados es de gran actualidad en nuestro país, particularmente debido a zonas mineras inactivas o abandonadas, como las que se encuentran en la Faja Pirítica Ibérica en el Alentejo (Portugal).

Siguen siendo un riesgo principalmente por la naturaleza inestable de los minerales explotados (esencialmente sulfuros), que pueden provocar aguas muy ácidas y liberar metales potencialmente tóxicos como plomo, arsénico, mercurio, cadmio, antimonio, selenio, etc. En los últimos dos décadas, la investigación ha demostrado que la electrocinética suelo La remediación es una técnica viable, simple y económica que se puede aplicar con éxito a la remoción de varios metales pesados, en ciertos tipos de suelos. Además, al ser una tecnología que engloba procesos fisicoquímicos naturales, respeta aspectos como la sostenibilidad y la ética medioambiental.

Otra técnica evaluada por Rada et al. (2019) nos comenta sobre la oxidación química en su investigación sobre la remediación de suelo contaminado por compuestos orgánicos a través de la oxidación química y la fitorremediación combinada con DCT. Este trabajo incluyó una aplicación experimental que comparó tres métodos de remediación de sitios contaminados, basados en campos eléctricos: Un solo tratamiento (electrorremediación); y en suma dos tratamientos combinados, fitoelectroquímico y electrooxidación (una combinación de tratamiento químico y una tecnología de corriente continua DCT), el contaminado suelo fue tomado de una antigua zona industrial dedicada a la refinación de petróleo, ubicada entre dos carreteras: una nacional y otra de uso industrial. Nueve suelos las muestras se recolectaron a dos profundidades (0.2 y 0.4 m). La caracterización inicial del suelo mostró una densidad de 1,5 g/cm<sup>3</sup> y una humedad de alrededor del 20%; en cuanto al tamaño de grano, el 50% de los suelos tenían partículas con un diámetro inferior a 0,08 mm. El tratamiento electroquímico y la electrooxidación tuvieron una eficiencia del 20 % mientras que los dos métodos combinados tuvieron eficiencias del 42,5 % para la electrooxidación (con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) y del 20 % para la fitoelectrorremediación (fito-ER).

También se obtuvieron resultados con técnicas de lavado de suelos, una revisión de Zheng et al. (2022) comenta sobre la remediación de metales pesado en suelos contaminados

mediante técnicas de Lavado, las tecnologías de lavado, la capacidad de solubilización, la toxicidad y la biocompatibilidad de los agentes son preocupaciones esenciales. Los ácidos/bases/sales inorgánicas, los tensioactivos sintéticos y los quelantes sintéticos a menudo están limitados debido a sus efectos adversos sobre suelo. Los biosurfactantes, HA (ácidos húmicos) y LMWOA (ácidos orgánicos de bajo peso molecular) son agentes de lavado sugeridos, pero es necesario superar la limitación de su baja producción. Además, a menudo se han adoptado tanto el lavado con un agente de mezcla como el lavado secuencial para mejorar la capacidad general de descontaminación del agente de lavado. El lavado de la mezcla puede obtener el efecto sinérgico para suelo lavado y aumentar la eficiencia de lavado. El lavado secuencial puede aplicar un agente con un alto peso molecular y velocidad de eliminación. Sin embargo, esto puede causar riesgos ambientales en la etapa inicial, y luego retire el agente de lavado inyectado en la etapa temprana por la etapa de lavado secundario.

En conjunto, los casos ya conocidos revelan buenas perspectivas de suelo lavado para suelo remediación. Otra forma de eliminación de metales tóxicos de lodos es mediante EDTA en procesos de lavado de ciclo cerrado Francisco et al. (2022). En este estudio se observa que los lodos de una depuradora (SS) son una fuente potencial de P y otros nutrientes, pero a menudo están contaminados con metales. SS que contenía Pb-102, Zn-968, Cu-267, Cr-101, Mn-222 y Fe-8374 mg kg<sup>-1</sup> se lavó en un proceso por lotes durante 1 h con una solución de lavado reciclada que contenía 50 mmol L<sup>-1</sup> reciclado de EDTA y 50 mmol L<sup>-1</sup> H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, relación sólida/líquido 1/7 (p/V). Después de la separación sólido/líquido, el SS lavado se enjuagó 3 veces más con soluciones recicladas limpias. El EDTA y las soluciones del proceso se reciclaron/limpiaron en un gradiente de pH de 12,5 a 2,0 impuesto por la adición de CaO y H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (método ReSoil®). EDTA ineficaz, se activó capturando Ca. H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> El EDTA, reciclado como Ca - con El proceso fue de circuito cerrado, no se generaron aguas residuales, los desechos sólidos se centrifugaron. 10 lotes de lavado SS consecutivos preservaron la

calidad de las soluciones del proceso. Los metales fueron removidos principalmente de la fracción orgánica SS, la remoción promedio fue de Pb-35, Zn-59, Cu60, Cr-19, Mn-25 y Fe-1%. El lavado redujo la lixiviación de Cu y Cr de SS en 13,4 y 3,5 veces, pero aumentó la lixiviación de Pb, Zn, Mn y Fe en 2,5, 3,8, 1,9 y 1,6 veces, respectivamente. Las concentraciones de metales en los lixiviados estuvieron por debajo de los límites estipulados como peligrosos.

El contenido de P y K accesibles en SS lavados disminuyó en un 24 y 45 %, y el N total disminuyó en un 10 %. Por último las diferentes técnicas ayudan a la rehabilitación de suelos contaminados como es el estudio realizado por Zhang et al. (2022) Mejorando las técnicas con biosurfactante para el lavado de suelo (BESW) fueron investigados en este estudio para la remediación de suelo co-contaminado con fenantreno (PHE) y cadmio (Cd). La coexistencia de PHE y Cd provocó el cambio de la estructura de suelo y ramnolípidos, que conducen a diferente eliminación tasa de PHE y Cd de co-contaminado suelo en comparación con solo contaminado suelo. Los resultados de FT-IR y NMR mostraron que PHE entró en micelas de ramnolípidos y Cd formó la complejación con los grupos carboxilo externos de la micela de ramnolípidos. También encontraron que el pH, la concentración de la solución de ramnolípidos, la temperatura y la fuerza iónica influyeron en la co-contaminación suelo remediación. Los efectos de los cuatro factores mencionados anteriormente en cocontaminados suelo remediación en Los procesos BESW se analizaron utilizando el diseño Taguchi del método experimental. Se realizó un análisis relacional de Gray basado en Taguchi para identificar las condiciones óptimas de remediación, que incluyeron pH = 9, concentración de ramnolípidos = 5 g/L, temperatura = 15 °C y fuerza iónica = 0,01 M. Bajo las condiciones óptimas para BESW, eliminación las tasas de cadmio y fenantreno alcanzaron 72,4% y 87,8%, respectivamente en co-contaminado.

## **2.2. Marco Teórico**

### **2.2.1. El suelo**

#### **2.2.1.1. Definición y funciones del suelo**

El suelo se puede definir como un medio de soporte para el crecimiento de las plantas, sin embargo, es entendido como un cuerpo natural no consolidado, constituido por sólidos, líquidos y gases que se desarrollan en la superficie de la tierra para formar horizontes o capas, que difieren del material madre por procesos de adición, pérdidas, transferencias y transformaciones de energía y materia (Porta. J.et.al, 2014). Además, la génesis del suelo es resultante de la acción combinada de los factores formadores: material parental, clima, organismos vivos y topografía, actuando todos a través del tiempo.

#### **2.2.1.2. Composición del suelo: fases sólida, líquida y gaseosa**

Para la composición del suelo podemos observar una fase sólida del suelo que está conformada por una fracción mineral y otra orgánica; la fase mineral está constituida por partículas de arcillas, limos, arenas y gravas resultante de los fenómenos erosivos, y la fracción orgánica es producto de la descomposición de restos animales y vegetales. Esta matriz sólida retiene a la solución suelo, agua con solutos orgánicos e inorgánicos disueltos, y también los gases, constituido básicamente de N<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub> producto del metabolismo microbiano. Una estimación de la proporción relativa de cada uno varía en los siguientes intervalos: material mineral (40-60%), materia orgánica (0-5%), aire (10-25%) y agua (20-50%); como se puede observar en la Figura 1 (Atlas & Bartha, 2002)

#### **2.2.1.3. Clasificación general de horizontes**

Los horizontes genéticos del suelo se dividen en epipedones y endopedones. Los epipedones son los horizontes superficiales, donde la materia orgánica se acumula y la actividad biológica es más intensa, mientras que los endopedones corresponden a los

horizontes subsuperficiales, en los que predomina la alteración y acumulación de minerales, estructurando el perfil del suelo en capas diferenciadas según los procesos pedogenéticos, por otro lado dentro de los epipedones se destacan el horizonte mollic el cual es una capa oscura, bien estructurada, rica en bases y con más de 20 cm de espesor y el horizonte anthraquic típico de sistemas inundados como el cultivo de arroz, con una zona superior anóxica y un pan compacto subyacente que limita la porosidad y la penetración radicular pedones, el horizonte fragic o fragipan presenta estructura prismática con porosidad aislada que restringe raíces y agua, generando microhábitats protegidos para comunidades microbianas especializadas; el horizonte vertic, en cambio, es rico en arcillas expansivas que producen slickensides y facilitan la mezcla de materia orgánica a profundidad, aunque limitan la actividad de la macro fauna debido a su dinámica de hinchamiento y contracción (Costantini et al., 2022).

### **2.3. Propiedades físicas del suelo**

#### **2.3.1. Textura y clasificación textural (USDA)**

La textura del suelo es el porcentaje de los elementos minerales que lo constituyen: arena (A), limo (L) y arcilla (Ar), definidas por el tamaño de sus diámetros (de 2.0 a 0.05 mm, de 0.05 a 0.002 mm y < 0.002 mm respectivamente), según la clasificación establecida por el Departamento de Agricultura de los EE.UU. (USDA) (Navarro & Navarro, 2013). La textura es una propiedad física que depende en gran medida del material parental, por ello se forman suelos finos cuando la roca de origen es arcillosa, caso contrario, se generan suelos de textura gruesa cuando la roca es limosa o arenosa. Asimismo, la textura influye significativamente en la capacidad del suelo para retener la humedad, determinar el grado de aireación, limitar el movimiento del agua, inmovilizar iones y disponer de los nutrientes (Jaramillo, 2002).

#### **2.3.2. Porosidad y densidad real vs. Aparente**

La porosidad total del suelo (f) se define como el volumen de poros respecto al volumen

total y se calcula mediante la expresión  $f = 1 - (D_a/D_r)$  donde  $D_a$  es la densidad aparente y  $D_r$  la densidad real. A partir de esta porosidad total se derivan la microporosidad ( $m_f$ ) y la macroporosidad ( $M_f$ ) según  $m_f = CC \times D_a$   $M_f = f - m_f$  siendo  $CC$  la capacidad de campo. En condiciones naturales, los suelos suelen presentar alrededor de un 50 % de espacio poroso, distribuido entre microespacios que retienen agua útil y macroespacios que facilitan el drenaje y la aireación. Una disminución de  $f$  implica pérdida de macroporosidad, lo que restringe el movimiento gravitacional del agua y el intercambio de gases, elevando la resistencia al flujo hídrico y limitando el desarrollo radicular.

La densidad real ( $D_r$ ) es la relación entre la masa de la fase sólida y el volumen ocupado por dichos sólidos, permanece prácticamente constante y depende de la composición mineralógica y química del suelo, con valores típicos de 2.20–2.65 g/cm<sup>3</sup> a densidad aparente ( $D_a$ ) mide la masa de suelo seco por unidad de volumen total, incluyendo poros, y oscila habitualmente entre 1.00 y 1.50 g/cm<sup>3</sup> según el grado de compactación, porcentaje de materia orgánica y manejo del suelo. La relación  $D_r/D_a$  es determinante de la porosidad; aumentos de  $D_a$  (por tráfico o colmatación de poros) reducen  $f$ , deterioran la estructura edáfica y afectan la retención de humedad y la movilidad de raíces.

### **2.3.3. Conductividad hidráulica y retención de agua**

La conductividad hidráulica y la retención de agua son parámetros clave en el diseño y la eficiencia de procesos de remediación de suelos contaminados, especialmente cuando se aplican técnicas electroquímicas. La conductividad hidráulica determina la capacidad del suelo para permitir el paso del agua a través de sus poros, lo cual incide directamente en el movimiento de los iones metálicos durante la aplicación de un campo eléctrico. En suelos de baja conductividad hidráulica, como los arcillosos, se favorece la migración de contaminantes metálicos (como Pb y Cd) por electromigración y electroósmosis, ya que se limita el arrastre convectivo y se concentra la acción del campo eléctrico. Este comportamiento permite una

mayor eficiencia en la remoción de metales, dado que la movilidad está más controlada y dirigida hacia los electrodos, sin que se disperse por el flujo hídrico (Xu et al., 2021).

Por otro lado, la retención de agua está directamente relacionada con la textura del suelo y con el contenido de materia orgánica. Una adecuada retención de humedad permite mantener una película continua de agua en los poros, lo que es esencial para que el proceso electroquímico funcione, ya que el medio acuoso es el soporte conductor para el movimiento iónico. Sin suficiente humedad, la resistencia eléctrica del suelo aumenta, lo que disminuye la eficiencia del tratamiento y eleva el consumo energético (El-Alem et al., 2021).

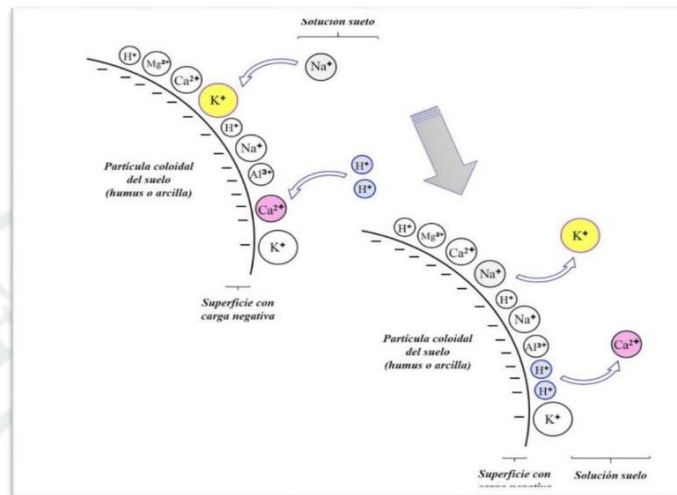
## **2.4. Propiedades químicas del suelo**

### **2.4.1. Capacidad de intercambio catiónico (CEC)**

Los coloides del suelo, arcillas y humus son partículas de diámetro menor a 2  $\mu\text{m}$  y con carga superficial negativa neta, cuya capacidad para atraer electrostáticamente, retener y liberar cationes de la solución suelo a fin de mantener la electroneutralidad se denomina intercambio catiónico (Eash et al., 2016). Este proceso de adsorción en su mayoría es reversible, pues los cationes retenidos logran ser sustituidos por otros cationes que presentan menor valencia y radio hidrodinámico; asimismo, será mayor la adsorción de cationes sobre los coloides cuanto mayor sea el potencial de superficie en la interface sólido-líquido (Sposito, 2008). La siguiente serie liotrópica muestra el orden de preferencia en la adsorción de cationes:  $\text{H}^+(\text{Al}^{3+}) > \text{Ba}^{2+} = \text{Sr}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} = \text{Cs}^{2+} > \text{Rb}^+ > \text{K}^+ = \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+ > \text{Li}^+$ , el cual puede variar por un desbalance de masas (Bolt. B & Kamphorst, 1978). La Figura 2 muestra este proceso, donde a modo de ejemplo el catión  $\text{Na}^+$  reemplaza al  $\text{K}^+$  y dos iones hidronio  $\text{H}^+$  reemplazan al  $\text{Ca}^{2+}$ , por tener menor valencia o radio hidrodinámico.

**Figura 1**

*Atracción de cationes de la solución suelo por las partículas coloidales.*



*Nota.* “Soil Science Simplified” (Eash, N. et.al, 2016)

#### 2.4.2. Acidez y pH del suelo

El pH del suelo mide la actividad de los iones  $H^+$  que están libres en solución y en equilibrio dinámico con la fase sólida cargada negativamente (Rengel, 2002), pero de forma práctica se define como el logaritmo negativo de la concentración de iones  $H^+$ , el cual varía desde 1.0 a 14.0 unidades de pH y permite determinar el grado de reacción del suelo, ácido, neutro o básico. Los suelos extremadamente ácidos tienen valores de 2.0, los muy alcalinos como los sódicos 12.0, y los neutros y de buena calidad agrológica varían entre 6.0 y 7.0 (Lund, 2008).

#### 2.4.3. Salinidad y conductividad eléctrica

La salinidad establece la concentración de sales solubles existentes en la solución suelo (Pastel. Et.al, 2008). Tiene como fuente natural la liberación gradual de cationes y aniones de los minerales primarios de la corteza terrestre, y como fuente humana, la introducción de agua de riego con cantidades apreciables de sales (Hillel, 2004).

#### **2.4.4. Potencial redox**

El potencial redox (Eh) es una medida electroquímica que expresa la tendencia de un medio a aceptar o donar electrones, y se expresa en milivoltios (mV). En ambientes con Eh positivos (condiciones oxidantes), los metales como el cadmio ( $\text{Cd}^{2+}$ ) y el plomo ( $\text{Pb}^{2+}$ ) tienden a permanecer en solución como cationes móviles, favoreciendo su electromigración hacia los electrodos (Madadi et al., 2023). Por el contrario, en condiciones reductoras (Eh negativos), pueden precipitar como sulfuros o hidróxidos metálicos, reduciendo su biodisponibilidad y dificultando su remoción. Durante la electrorremediación, la aplicación de corriente continua entre un ánodo y un cátodo induce reacciones redox en las inmediaciones de los electrodos: en el ánodo, se generan especies oxidantes (como  $\text{O}_2$ ,  $\text{H}^+$ ), mientras que en el cátodo se promueven procesos reductores (formación de  $\text{OH}^-$ ,  $\text{H}_2$ ). Esta diferenciación espacial del Eh dentro del sistema de tratamiento crea un gradiente redox que, junto con los fenómenos de electroósmosis y electromigración, facilita el desplazamiento de especies metálicas (Wang et al., 2024).

### **2.5. Metales pesados en el suelo**

#### **2.5.1. Definición de metales pesados**

Los metales en el suelo tienen un origen natural por la erosión de las rocas, sin embargo, a través del tiempo ha sido la actividad humana quien realiza los mayores aportes (Kabata. P, 2011). Algunos metales como el Na, K, Mg, Ca, Mn, Mo, Fe, Cu, Co, Zn, Sc, V, Ni, Sn, y Cr son nutrientes o cumplen funciones biológicas en los seres vivos, mientras que otros como el As, Pb, Cd y Hg son considerados no esenciales. Aun así, al superar todos estos elementos ciertos niveles de concentración generan efectos tóxicos sobre los seres vivos cuando las personas entran en contacto con los metales al inhalar las partículas del suelo o al ingerir alimentos contaminados, suelo-planta-humano o suelo-planta-animal-humano (Díaz. B &

Espinoza, 2004). Así mismo, elevadas concentraciones de metales alteran la calidad del suelo.

**Movilidad y biodisponibilidad de los metales del suelo** En general, cuando los metales interactúan con el suelo su distribución tanto en la fase sólida como líquida está asociada a las siguientes fracciones: a) en solución suelo, como iones metálicos libres, b) adsorbida en la fracción coloidal (arcillas y materia orgánica), c) formando complejos con la materia orgánica, y d) generando precipitados con carbonatos, hidróxidos, y fosfatos (Ruda. S. et.al, 2004).

### **2.5.2. Metales esenciales vs. no esenciales**

Los metales del suelo se dividen en dos grupos según su función y toxicidad: los esenciales (Fe, Mn, Zn, Cu, Co, Ni) y los no esenciales (Pb, Cd, Hg, As). Los esenciales son micronutrientes imprescindibles en trazas por ejemplo, el Fe en las enzimas de transferencia de electrones o el Zn en la síntesis de proteínas pero si superan concentraciones críticas (como Zn por encima de 150–200 mg/kg) pueden causar estrés en las plantas. Su disponibilidad varía con el pH (óptimo entre 6 y 7) y el potencial redox, por lo que en un proceso electroquímico se ajustan estas condiciones para mantenerlos solubles y evitar fitotoxicidad. En cambio, los no esenciales no tienen función biológica y resultan tóxicos incluso a bajas concentraciones (Cd a partir de 3 mg/kg; Pb desde 50 mg/kg). Para su remoción, se aprovecha la electromigración dirigida hacia el ánodo y la precipitación controlada en la zona catódica, ajustando la humedad y el pH del suelo para asegurar que estos metales pasen a fracciones menos móviles y puedan extraerse de forma eficiente (Raffa et al., 2021).

### **2.5.3. Características y comportamiento de Los metales pesados**

Los metales pesados como el plomo (Pb) y el Cadmio (Cd) presentan una relación en sus propiedades, debido a su comportamiento similar presente en el medio ambiente y la interacción que presentan con los suelos y los ecosistemas, estos son:

- **Plomo (Pb)**

Este es un metal pesado que se llega a encontrar a manera de metal y sales de manera natural, su concentración se suele presentar entre 2-200 ppm, los encontrado de manera más regular es Pb(II) por ser el más estable y su movilidad se puede ver afectada por el pH, la materia orgánica e incluso el intercambio catiónico, siendo que el plomo se distribuirá mayormente al presentar una mayor acidez y menor materia orgánica (Astudillo Tobar & Herrera Figueroa, 2024; Castañeda-Restrepo et al., 2022).

- **Cadmio (Cd)**

El cadmio es un metal pesado tóxico y se encuentra relacionado a la actividad antrópica, con el uso en la industrialización, fertilizantes como el Cd(II) y la distribución de este se verá influenciada de manera similar al plomo, siendo absorbido y bioacumulado por plantas y los organismos acuáticos mediante un proceso de oxidación-reducción (Astudillo Tobar & Herrera Figueroa, 2024; Castañeda-Restrepo et al., 2022).

- **Manganeso (Mn)**

Es un micronutriente esencial para las plantas y los microorganismos del suelo, normalmente presente en concentraciones totales que varían entre 20 y 600 mg kg<sup>-1</sup>. En suelos ligeramente ácidos (pH 5,5–6,5) existe principalmente en forma de Mn<sup>2+</sup>, la cual es soluble y fácilmente asimilable, desempeñando funciones clave como cofactor en enzimas antioxidantes y en el proceso de fotosíntesis. Su disponibilidad disminuye al aumentar el pH o en condiciones muy oxidantes, donde tiende a convertirse en óxidos menos solubles (MnO<sub>2</sub>, MnOOH) y queda inmovilizado (Obeng et al., 2024).

## **2.6. Movilidad y biodisponibilidad de metales**

### **2.6.1. Fracciones de metales en el suelo: libre, adsorbida, quelada, precipitada**

Los metales libres son iones disueltos en la solución del suelo (por ejemplo, Pb<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup> o Mn<sup>2+</sup>) que se desplazan con facilidad y están inmediatamente disponibles para las

raíces o para procesos de remediación electroquímica. La fracción adsorbida agrupa esos mismos iones retenidos en la superficie de arcillas y materia orgánica por fuerzas electrostáticas y de coordinación, funcionando como un reservorio que libera o retiene metales según varíen el pH y la fuerza iónica. En la fracción quelada, los metales se unen a ligandos orgánicos (ácidos húmicos, fulvatos o quelantes sintéticos como EDTA), lo que estabiliza su forma soluble y se emplea intencionadamente en remediación para guiar su migración (Campillo-Cora et al., 2020).

### **2.6.2. Factores que influyen en la movilidad (pH, materia orgánica, CEC)**

El pH controla la solubilidad de la mayoría de los metales: en suelos ácidos ( $\text{pH} < 6$ ), la protonación de sitios de adsorción y la disolución de precipitados favorecen la fracción libre; en suelos alcalinos ( $\text{pH} > 7$ ), la formación de hidróxidos y carbonatos reduce la movilidad. La materia orgánica aporta numerosos sitios de unión y grupos funcionales como carboxilos y fenoles, que actúan tanto en la adsorción como en la quelación de metales, modulando su liberación ante cambios ambientales. Por otro lado, La capacidad de intercambio catiónico (CEC), esta nos indica la densidad de cargas negativas disponibles en arcillas y humus; valores elevados de CEC permiten al suelo retener más iones metálicos en la fracción adsorbida y mitigar fluctuaciones bruscas en la concentración de la solución del suelo (Gao et al., 2019).

### **2.6.3. Biodisponibilidad y rutas de exposición**

En plantas, la absorción radicular toma sobre todo metales libres y quelados débilmente, que luego pueden translocarse a tallos y hojas. En animales y humanos, la vía oral ocurre al ingerir plantas contaminadas o accidentalmente ingerir suelo, donde la solubilidad en jugos digestivos determina la fracción absorbida. La inhalación de polvo fino ( $< 10 \mu\text{m}$ ) constituye otra ruta crítica, ya que partículas cargadas de metales llegan a los alveolos pulmonares y pueden pasar al torrente sanguíneo (He et al., 2023).

## **2.7. Principios de la electroremediación**

### **2.7.1. Definición y alcance de la técnica**

La electroremediación es un proceso que utiliza un campo eléctrico aplicado directamente al suelo para mover los contaminantes cargados hacia puntos específicos, donde pueden ser extraídos o neutralizados. Se colocan electrodos enterrados a cierta distancia y, al encender la corriente continua, los iones metálicos y otras partículas cargadas comienzan a desplazarse en dirección al electrodo de signo opuesto. Esto permite tratar el suelo “in situ”, es decir, sin necesidad de excavar ni trasladar grandes volúmenes de tierra. La electroremediación tiene un amplio rango de aplicación: desde la eliminación de metales pesados en suelos agrícolas hasta la descontaminación de áreas industriales afectadas por compuestos orgánicos solubles. Su adaptabilidad radica en ajustar parámetros como la distancia entre electrodos, la intensidad de la corriente y la duración del tratamiento, lo que permite diseñar soluciones a medida según el tipo de suelo y el contaminante presente (Camacho, 2021).

### **2.7.2. Mecanismos de transporte:**

- **Electromigración**

Estas técnicas se usan sobre los suelos contaminados con metales pesados para su biorremediación a través de un campo eléctrico, de manera que se genera un movimiento de iones y partículas que se encuentran cargadas hacia los electrodos que se encuentran cargados de manera opuesta, y acumulando los contaminantes como el plomo y cadmio para una fácil extracción (García Hernández, 2010).

- **Electroósmosis**

Consiste en el arrastre de agua intersticial junto con los solutos disueltos cuando el campo eléctrico interactúa con las superficies de las partículas del suelo. Este flujo masivo de

agua va desde el ánodo hacia el cátodo y es muy útil para movilizar contaminantes que no se desplazan solo por electromigración, contribuyendo a la limpieza de zonas de difícil acceso hidráulico (Fernández-Mateo et al., 2024).

- **Electroforesis**

Es el desplazamiento de las partículas coloidales y microorganismos que tienen carga eléctrica. Aunque su efecto directo en la remoción de metales es menor que el de la electromigración y la electroósmosis, la electroforesis puede influir en la redistribución de la materia orgánica y la actividad biológica del suelo, lo que resulta relevante cuando se combina la técnica con procesos de biorremediación (Yeung et al., 2011).

### **2.7.3. Parámetros operacionales: voltaje, corriente, tiempo**

El voltaje determina la fuerza del campo eléctrico entre los electrodos. Valores típicos oscilan entre unos pocos voltios por centímetro de distancia, buscando un equilibrio que impulse el movimiento de los contaminantes sin generar daños térmicos o eléctricos al suelo. La corriente o densidad de corriente (miliamperios por centímetro cuadrado) marca la velocidad con la que se desplazan los iones. Una corriente demasiado baja alarga el tratamiento, mientras que una corriente elevada puede provocar cambios bruscos de pH cerca de los electrodos y afectar la estructura del suelo. El tiempo de aplicación varía según la profundidad y la concentración de contaminantes en el sitio. Los tratamientos suelen durar desde unas pocas decenas de horas hasta varios días, con monitoreos periódicos de parámetros como el pH y la conductividad. En ocasiones se emplean ciclos de encendido y apagado para optimizar la eficiencia y reducir el consumo energético.

### **2.7.4. Materiales de electrodo y tipos de electrolito**

Los electrodos más comunes son de grafito, acero inoxidable o titanio recubierto de óxidos, porque resisten la corrosión y conducen bien la electricidad. En algunos casos se

utilizan electrodos de hierro o aluminio que, al disolverse parcialmente, liberan iones que ayudan a precipitar los contaminantes en forma de compuestos menos solubles. Por otra parte, Los electrolitos son las soluciones que pueden añadirse alrededor de los electrodos para mejorar la conductividad y controlar el pH. En el ánodo se suelen emplear soluciones levemente ácidas (por ejemplo, con cloruros o sulfatos diluidos) para favorecer la liberación de metales en forma iónica, mientras que en el cátodo se añaden bases suaves o tampones (hidróxidos o fosfatos) que promueven la precipitación de hidróxidos metálicos.

## **2.8. Electrobiorremediación**

### **2.8.1. Definición y diferencias respecto a la electrorremediación**

Estas son técnicas para el tratamiento de suelos contaminados mediante la movilización de los contaminantes del suelo, en este caso metales pesados a través de un campo eléctrico, como con el plomo y el cadmio aplicando corriente mediante un ánodo y cátodo, de esta manera se produce un movimiento del contaminante más fácil para su extracción del suelo (Bazan Baez & Cristobal Arzapalo, 2019).

Estos métodos se vuelven útiles mayormente en suelos con baja permeabilidad, siendo que otros tipos de remediación no llegan a ser efectivas en su totalidad al presentar limitaciones en la dispersión del contaminante, donde se ve la influencia del factor de la intensidad del voltaje en la eficiencia, reduciendo o aumentando el tiempo del tratamiento, se viene estudiando como los electrolitos generan una mayor eficiencia en el transporte de los contaminantes en la remoción de los metales pesados (Pérez Ramos, 2017).

La electrobiorremediación usa procesos biológicos para presentar una mayor eficiencia en el proceso de remoción del contaminante presente en el suelo y para esto se necesita del aprovechamiento de microorganismos externos a la zona contaminada, los cuales presentan la capacidad de degradar o estabilizar los distintos contaminantes al presentar una mejora en la

actividad biológica por proporcionar mejores condiciones para su crecimiento y metabolismo para convertir los contaminantes a agentes menos tóxicos (Bazan Baez & Cristobal Arzapalo, 2019; Pérez Ramos, 2017).

### **2.8.2. Rol de los microorganismos: biotransformación y bioacumulación**

Las comunidades bacterianas presentan una mayor resiliencia al momento de estar en un medio contaminado con metales pesados, donde se pueden ver los *Bacillus* y *Serratia*, y presentan una mayor bioacumulación y quelación al estar en contacto con el campo eléctrico, presentando variaciones del suelo como el pH, que dependiendo de su nivel proporcionará mayor o menor eficiencia (Acuña et al., 2009; Rojas & Vivanco Galván, 2017).

### **2.8.3. Interacción campo eléctrico–actividad microbiana**

La aplicación de un campo eléctrico de baja intensidad en suelos contaminados modifica radicalmente la actividad metabólica de las comunidades microbianas puesto que en el ánodo se generan especies oxidantes mientras que en el cátodo se promueven condiciones reductoras que facilitan la transferencia de electrones desde y hacia las células y esto impulsa la biotransformación de contaminantes por otro lado la electroósmosis y la electromigración permiten el desplazamiento de microorganismos con carga neta favoreciendo la colonización de zonas con alta concentración de metales pesados mejorando su degradación otra parte los gradientes redox provocados estimulan la expresión de genes de resistencia al estrés y la producción de exopolisacáridos reforzando la formación de biofilms que atrapan los contaminantes de manera más eficiente asimismo el campo eléctrico puede inducir la liberación de enzimas extracelulares que catalizan reacciones de oxidación y reducción contribuyendo a la disminución de la toxicidad en el suelo (Wick et al., 2010).

## **2.9. Energía renovable en procesos electroquímicos**

### **2.9.1. Integración de energía fotovoltaica**

La integración de energía fotovoltaica en sistemas de remediación electroquímica como la electrorremediación se basa en aprovechar una fuente de energía limpia e inagotable como la radiación solar para alimentar el sistema de electrodos instalados en el suelo contaminado mediante paneles solares que convierten esta energía en corriente continua se logra mantener el flujo eléctrico necesario para generar el campo eléctrico entre el ánodo y el cátodo lo cual permite movilizar los metales pesados presentes en el suelo hacia los extremos del sistema para su posterior extracción esta tecnología se adapta especialmente bien a zonas rurales y de difícil acceso donde no se dispone de conexión a la red eléctrica convencional o donde el uso de grupos electrógenos es inviable por el costo de operación y mantenimiento. Por otra parte la energía captada durante las horas de alta radiación solar puede ser almacenada en sistemas de baterías de ciclo profundo o en bancos de supercondensadores que permiten mantener la operación continua incluso durante la noche o en días nublados se incorporan también controladores de carga que regulan la entrega de energía hacia los electrodos evitando sobrecargas o caídas de tensión que puedan comprometer la eficiencia del proceso además se utilizan inversores o reguladores MPPT que adaptan la tensión de salida de los paneles a las necesidades del sistema electroquímico y permiten mantener una operación estable y eficiente (Souza et al., 2016).

### **2.9.2. Ventajas y retos prácticos**

Una de las principales ventajas de utilizar energía fotovoltaica en la electrorremediación es la posibilidad de operar en completa autonomía energética lo que significa que no se requiere ningún tipo de conexión al suministro eléctrico tradicional ni el uso de combustibles fósiles esto reduce significativamente los costos de operación a largo

plazo y al mismo tiempo disminuye el impacto ambiental asociado a las emisiones de gases de efecto invernadero además, al tratarse de una fuente de energía renovable y silenciosa se facilita su implementación en áreas protegidas o cerca de comunidades rurales sin generar molestias auditivas ni emisiones contaminantes. Sin embargo a pesar de sus beneficios la implementación práctica de energía fotovoltaica en sistemas electroquímicos presenta varios retos técnicos y económicos entre los más importantes se encuentra la variabilidad de la radiación solar a lo largo del día y entre estaciones lo que obliga a sobredimensionar el sistema de almacenamiento de energía para garantizar que el tratamiento no se interrumpa por falta de corriente además es necesario contar con sistemas de gestión energética que ajusten la entrega de potencia eléctrica según las condiciones del suelo y el estado del proceso de remediación lo que incrementa la complejidad del sistema (Rodríguez et al., 2021).

## **2.10. Técnicas complementarias**

### **2.10.1. Enmiendas orgánicas e inorgánicas (biochar, nanopartículas, quelantes)**

En la aplicación de enmiendas orgánicas e inorgánicas para la remediación de suelos contaminados por metales pesados se recurre al biochar como material con alta porosidad y gran capacidad de intercambio iónico y de esta manera se consigue adsorber el plomo el cadmio y el manganeso presentes en el suelo y a su vez se mejora la estructura edáfica y la retención de nutrientes por otro lado las nanopartículas de óxidos metálicos aportan sitios reactivos que promueven la transformación química de los metales a formas menos tóxicas facilitando su migración hacia los electrodos y así mismo los quelantes sintéticos como el EDTA forman complejos solubles con los iones metálicos favoreciendo su movilización y transporte bajo el campo eléctrico todo esto con el fin de optimizar la eficiencia del proceso electroquímico sin comprometer la salud del suelo y manteniendo sus propiedades agrícola (Chen et al., 2021).

## 2.10.2. Circulación y recuperación de electrolitos

Se basa en el diseño de un circuito cerrado donde el electrolito empleado en el proceso electroquímico es recuperado tras cada ciclo de tratamiento y luego sometido a ajustes como el control de pH la precipitación selectiva de contaminantes o la eliminación de sólidos en suspensión con lo cual se conserva su capacidad de conducción iónica y se reduce drásticamente la generación de efluentes líquidos contaminados por otro lado al integrar técnicas de recuperación se minimizan los costos operativos y se facilita la implementación insitu incluso con energía solar fotovoltaica y de este modo se logra un sistema más sostenible y viable en términos económicos ambientales y técnicos para la descontaminación efectiva de suelos afectados por pasivos mineros o actividades industriales (Kim et al. 2022).

## 2.11. Marco Legal

### 2.11.1. Marco Internacional

- **Convenio de Minamata sobre el Mercurio:** Tratado internacional que busca proteger la salud humana y el medio ambiente de las emisiones y liberaciones de mercurio, promoviendo la reducción de su uso en actividades como la minería artesanal (Convención de Minamata sobre el Mercurio, 2013).
- **Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB, 1992):** Tratado internacional enfocado en la conservación de la biodiversidad, el uso sostenible de sus componentes y la participación justa y equitativa en los beneficios derivados de la utilización de los recursos genéticos (Convenio sobre la Diversidad Biológica, 1992).
- **Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (1992):** Documento no vinculante que estableció 27 principios clave para guiar el desarrollo

sostenible a nivel mundial, incluyendo principios como el de precaución y la responsabilidad común pero diferenciada (Naciones Unidas, 1992).

- **Carta Mundial de Suelos revisada (FAO, 2015B):** Documento que recomienda a los gobiernos implementar regulaciones sobre la contaminación del suelo y limitar la acumulación de contaminantes para garantizar la salud humana, un ambiente saludable y alimentos seguros (FAO, 2015).

### 2.11.2. Marco Nacional

- **Ley N° 28611 - Ley General del Ambiente:** Ley marco que establece los principios y normas básicas para asegurar el efectivo ejercicio del derecho a un ambiente saludable y el cumplimiento del deber de contribuir a una efectiva gestión ambiental. Define roles del Estado, instrumentos de gestión ambiental como los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) y principios para la remediación (Congreso de la República del Perú, 2005).
- **Decreto Supremo N° 012-2017-MINAM:** Aprueba los Criterios para la Gestión de Sitios Contaminados, estableciendo disposiciones para las fases de identificación, caracterización y remediación de dichos sitios (MINAM, 2017).
- **Decreto Supremo N° 012-2009-MINAM:** Aprueba la Política Nacional del Ambiente, la cual incluye lineamientos sobre la gestión integrada de la calidad ambiental y el control de la contaminación del aire, agua y suelo (MINAM, 2009).
- **Resolución Ministerial N° 307-2012-MINAM:** Norma emitida por el Ministerio del Ambiente, relacionada con la gestión o regulación ambiental específica (el contenido exacto no se detalla en los fragmentos) (MINAM, 2012).
- **Decreto Supremo N° 002-2013-MINAM:** Aprobó la primera versión de los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo, estableciendo los niveles de

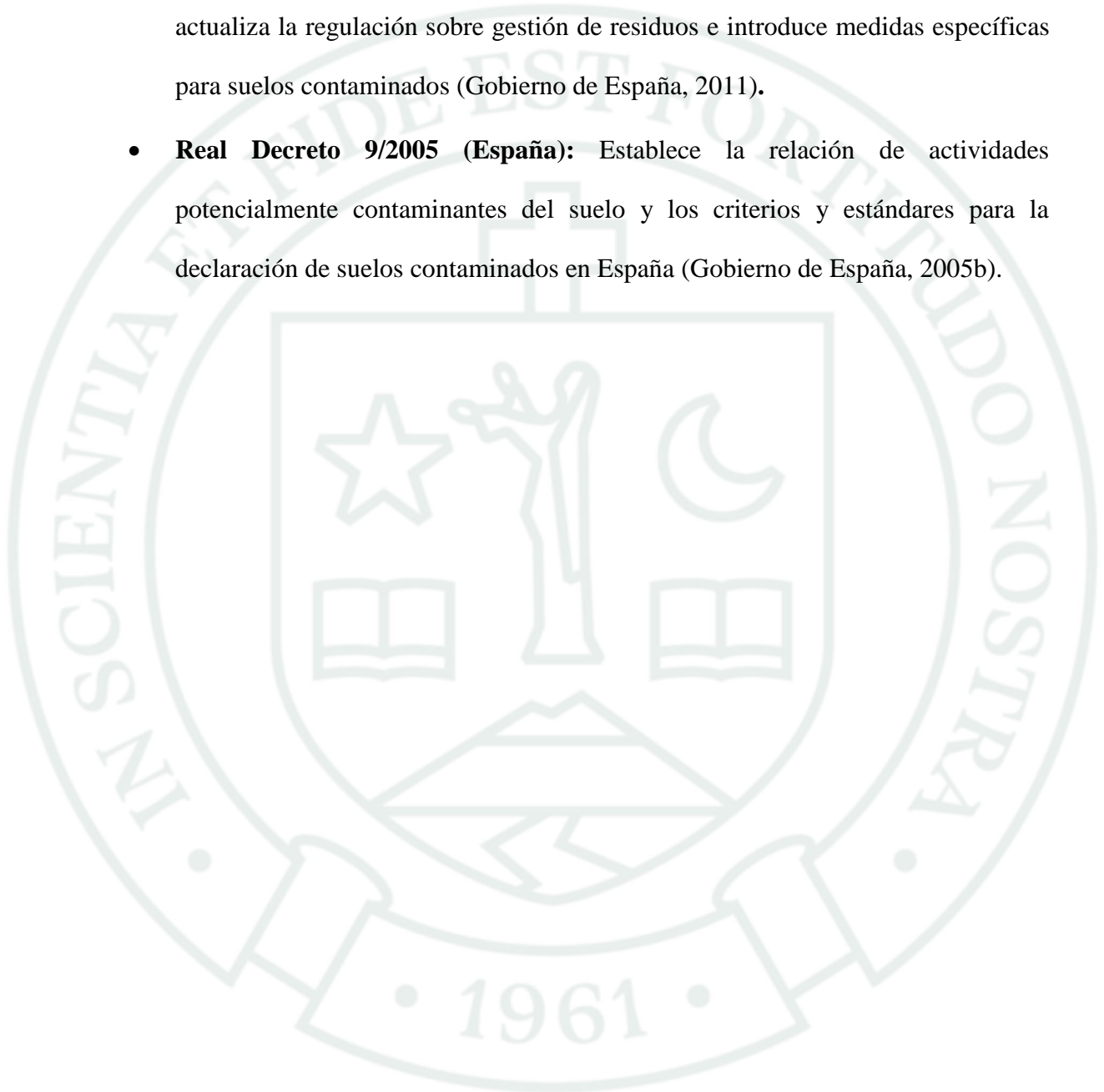
concentración de sustancias que no representan riesgo significativo (MINAM, 2013).

- **Decreto Supremo N° 002-2014-MINAM:** Establece disposiciones complementarias para la aplicación gradual de los ECA para Suelo aprobados en 2013 (MINAM, 2014).
- **Decreto Supremo N° 013-2015-MINAM:** Norma relacionada con la aplicación o modificación de los ECA para Suelo (el contenido exacto no se detalla en los fragmentos) (MINAM, 2015).
- **Resolución Ministerial N° 331-2016-MINAM:** Creó un Grupo de Trabajo encargado de proponer medidas para optimizar la calidad ambiental, incluyendo la necesidad de actualizar los ECA para Suelo (MINAM, 2016).
- **Resolución Ministerial N° 182-2017-MINAM:** Norma que probablemente aprueba la actualización de los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo, integrándolos en un solo dispositivo normativo (MINAM, 2017).

### **2.11.3. Otros ejemplos (Legislación Europea/España):**

- **Directiva 96/61/CE (IPPC):** Directiva europea sobre prevención y control integrados de la contaminación, estableciendo obligaciones para que las instalaciones industriales prevengan o reduzcan la contaminación (Parlamento Europeo y Consejo, 1996).
- **Ley 1/2005 (España):** Ley española enfocada en la prevención y corrección de la contaminación del suelo (Gobierno de España, 2005a).
- **Ley 10/98 (España):** Ley española de residuos, estableciendo el régimen jurídico para la producción y gestión de residuos (Gobierno de España, 1998).

- **Ley 26/2007 (España):** Ley española de Responsabilidad Medioambiental, basada en el principio "quien contamina paga", estableciendo un régimen para prevenir, evitar y reparar daños medioambientales (Gobierno de España, 2007).
- **Ley 22/2011 (España):** Ley española de residuos y suelos contaminados, que actualiza la regulación sobre gestión de residuos e introduce medidas específicas para suelos contaminados (Gobierno de España, 2011).
- **Real Decreto 9/2005 (España):** Establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados en España (Gobierno de España, 2005b).





### **CAPÍTULO III**

### **3. METODOLOGÍA**

#### **3.1. Tipo y Nivel de Investigación**

##### **3.1.1. Tipo de Investigación**

La investigación es de tipo experimental porque manipula deliberadamente variables independientes para observar su efecto en las variables dependientes. Además, tiene un enfoque cuantitativo, ya que se basa en la medición y el análisis numérico de los datos. Este enfoque es evidente en el diseño factorial 2x2, que evalúa el efecto del voltaje y el tiempo de tratamiento en la remoción de plomo y cadmio, y en la aplicación de análisis estadísticos como el ANOVA para determinar la significancia de los factores. El uso de datos numéricos (como los porcentajes de remoción, voltajes y tiempos) y la validación estadística con valores p demuestran que el estudio no solo describe el fenómeno, sino que lo cuantifica para establecer una relación de causa y efecto de manera precisa y objetiva. Esta rigurosidad numérica es la base del enfoque cuantitativo de la investigación.

##### **3.1.2. Nivel de Investigación**

El nivel de investigación es explicativo, dado que no solo describe o relaciona variables, sino que busca comprender y demostrar cómo y por qué determinados factores (voltaje y tiempo de tratamiento) afectan la eficiencia de remoción de metales pesados. A través de este enfoque se pretende explicar el comportamiento de las variables en función de las condiciones del tratamiento electroquímico, lo que contribuye al desarrollo de un modelo predictivo aplicable a situaciones reales de contaminación por pasivos ambientales mineros.

##### **3.1.3. Variables**

En la presente investigación experimental se definieron cuidadosamente las variables de estudio para evaluar la electroremediación de suelos contaminados con Plomo (Pb) y Cadmio (Cd); las variables independientes manipuladas fueron el Voltaje aplicado al sistema,

con niveles fijos de 10 V y 20 V, y el Tiempo de Tratamiento, establecido en 24 h y 36 h. Como variables dependientes, se midieron las Concentraciones finales de Pb y Cd (mg/kg) remanentes en el suelo post-tratamiento y se calculó la Eficiencia de remoción (%E) para ambos metales. Para asegurar la validez interna del estudio, se mantuvieron constantes diversas variables controladas, destacando el uso de un Tipo de suelo específico ("Tierra de suelo industrial"), una Masa de suelo estandarizada (200 g), Concentraciones iniciales nominales de los contaminantes (1500 mg/kg Pb, 500 mg/kg Cd), y la adición de EDTA como electrolito coadyuvante en todos los ensayos.

**Tabla de Operacionalización de variables**

<b>Tipo de Variable</b>	<b>Nombre de la Variable</b>	<b>Dimensión</b>	<b>Indicador</b>	<b>Instrumento / Técnica</b>
Independiente	Voltaje aplicado	Intensidad del campo eléctrico	Nivel de voltaje aplicado al sistema	Fuente de poder, multímetro
Independiente	Tiempo de tratamiento	Duración del proceso	Tiempo continuo de aplicación del voltaje	Cronómetro, temporizador
Dependiente	Concentración de metales (Pb y Cd)	Remanencia de contaminantes	Concentración final de Pb y Cd en el suelo	Espectrofotometría
Dependiente	Eficiencia de remoción	Reducción de contaminantes	Porcentaje de remoción de Pb y Cd	Cálculo con datos analíticos

*Nota.* Elaboración Propia.

### **3.2. Diseño de Investigación**

Para abordar los objetivos de la investigación, se implementó un diseño experimental factorial 2x2 con réplicas, adecuado para evaluar simultáneamente los efectos principales de dos factores independientes el Voltaje aplicado (con niveles de 10 V y 20 V) y el Tiempo de Tratamiento (con niveles de 24 h y 36 h), así como su posible interacción, sobre la remoción de Plomo y Cadmio del suelo. Este diseño estructuró el experimento en cuatro combinaciones de tratamiento únicas, cada una replicada bajo condiciones controladas de laboratorio, lo que

permitió realizar análisis estadísticos robustos (ANOVA) para determinar la influencia significativa de cada factor y su interacción en las variables dependientes.

### 3.3. Métodos de la investigación

#### 3.3.1. Materiales y equipos

Categoría	Ítems
<b>Material de vidrio</b>	Vasos precipitados (100 ml); Bagueta; Pipeta; Matraz
<b>Material de seguridad</b>	Guantes; Barbijo quirúrgico; Gorro quirúrgico; Lentes de seguridad
<b>Reactivos</b>	Ácido etilendiaminotetraacético (EDTA); Acetato de plomo; Nitrato de cadmio
<b>Equipos</b>	Balanza analítica; Fuente de voltaje variable; Multímetro; Electrodo de prueba; Envases de vidrio (x10)
<b>Otros insumos</b>	Papel indicador de pH; Agua destilada; Muestra de suelo industrial

*Nota.* Elaboración Propia.

#### 3.3.2. Técnicas e instrumentos

En esta investigación se aplicaron diversas técnicas e instrumentos con el fin de garantizar la precisión en la recolección, tratamiento y análisis de datos experimentales relacionados con la remoción electroquímica de metales pesados en suelos contaminados, los mismos que se detallan en la siguiente tabla:

**Tabla de Técnicas e instrumentos**

Actividad / Etapa	Técnica Aplicada	Instrumentos y Equipos Utilizados
<b>1. Preparación del suelo contaminado</b>	Simulación de pasivos ambientales con sales de Acetato de Plomo y Nitrato de Cadmio	Balanza analítica, espátulas, agitador mecánico, recipientes herméticos, guantes de nitrilo
<b>2. Ensayo de electrorremediación</b>	Aplicación de corriente directa en celdas bajo diseño factorial 2x2	Fuente DC (0–30 V), multímetro digital, electrodos de grafito, vasos de precipitado, cronómetro, EDTA

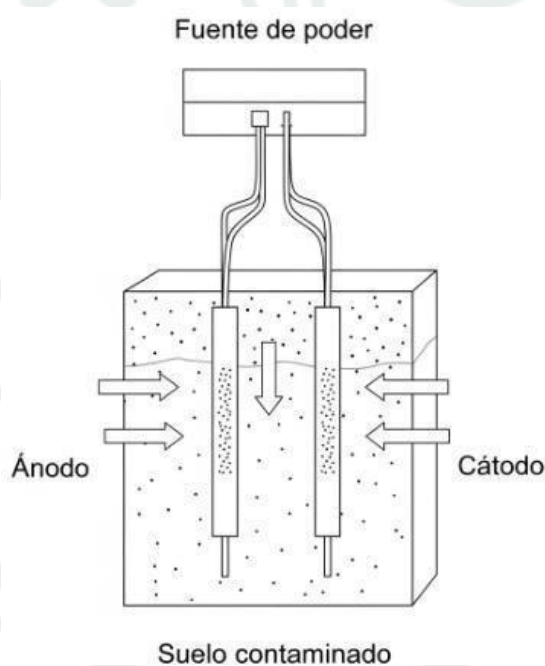
<b>3. Medición de pH, CE y MO del suelo</b>	pH: método potenciométrico; CE: extracto de saturación; MO: método Walkley-Black	pH-metro, conductímetro, planchas calefactoras, buretas, balanza analítica, reactivos específicos
<b>4. Análisis de metales (Pb y Cd)</b>	Digestión ácida (EPA 3050B) + AAS o ICP-OES	Digestor, espectrofotómetro, matraces, tubos, papel filtro, pipetas, materiales de vidrio
<b>5. Cálculo de eficiencia de remoción</b>	Comparación de concentraciones inicial y final; fórmula porcentual	Hoja de cálculo (Excel), software estadístico

*Nota.* Elaboración Propia.

### 3.3.2.1. Configuración del Sistema de Electrorremediación

**Figura 2**

*Configuración del Sistema de Electroremediación*



*Nota.* Elaboración Propia.

Este diagrama ilustra la configuración del sistema electroquímico utilizado en el estudio. Se compone de un contenedor rectangular con suelo contaminado en el centro. Dos

electrodos, un ánodo y un cátodo, están insertados verticalmente en el suelo. Ambos electrodos están conectados a una fuente de poder, la cual genera el campo eléctrico necesario para el proceso. Las flechas dentro del suelo indican el movimiento de los iones metálicos hacia los electrodos, un proceso fundamental de la electrorremediación.

### **3.3.3. Procedimiento Experimental**

#### **Fase 1: Simulación de un Escenario de Alta Contaminación**

Para cumplir con el primer objetivo, el enfoque se centró en preparar un sustrato de suelo contaminado que fuera homogéneo, reproducible y representativo de un escenario crítico de pasivos ambientales mineros.

- 1. Acondicionamiento del Sustrato Base:** Se seleccionó una matriz de "Tierra de suelo industrial", la cual se sometió a un pretratamiento riguroso. Primero, fue secada en una estufa a 40 °C hasta alcanzar un peso constante, un paso crucial para estandarizar la masa inicial y eliminar la variabilidad de la humedad natural. Posteriormente, el suelo seco fue tamizado a través de una malla de 2 mm para remover fragmentos gruesos y agregados, garantizando una granulometría uniforme y una matriz homogénea, lo cual es fundamental para la reproducibilidad de los ensayos.
- 2. Proceso de Contaminación Controlada:** Para simular una matriz de suelo homogéneamente contaminada y ya saturada con el electrolito, se preparó una solución única para cada muestra de 200 g de suelo seco. Primero, se prepararon 150 ml de una solución de EDTA a una concentración de 0.1 M. Se utilizó este volumen de 150 ml ya que se determinó que era la cantidad necesaria para alcanzar el punto de saturación de los 200 g de la matriz de suelo, asegurando así una fase líquida continua y la conductividad iónica durante el experimento. La concentración

de 0.1 M se seleccionó para proporcionar un amplio exceso molar de agente quelante, asegurando que todos los iones metálicos ( $\text{Pb}^{2+}$  y  $\text{Cd}^{2+}$ ) pudieran ser complejados eficazmente.

Segundo, en esta misma solución de 150 ml de EDTA, se disolvieron las sales metálicas calculadas: 471 mg de acetato de plomo y 210 mg de nitrato de cadmio.

Finalmente, esta solución combinada (contaminantes + electrolito) se incorporó al sustrato seco mediante atomización y se sometió a un proceso de mezcla mecánica. Este paso fue esencial para garantizar que los contaminantes se distribuyeran de forma homogénea tanto a nivel macroscópico como microscópico. Se establecieron así las concentraciones nominales (calculadas) de 1500 mg/kg de Plomo y 500 mg/kg de Cadmio. La "herramienta" que asevera esta concentración inicial es el cálculo estequiométrico y el pesaje de precisión de las sales en una balanza analítica. Estas concentraciones se basaron en reportes de pasivos mineros reales para simular un escenario de contaminación severa

- 3. Periodo de Equilibrio y Maduración:** Una vez contaminado, el suelo fue sellado en bolsas herméticas y dejado en reposo durante 48 horas a temperatura ambiente controlada (20-22 °C). Este periodo de maduración es fundamental, ya que permite que ocurran los procesos fisicoquímicos de adsorción y complejación de los iones metálicos con los coloides del suelo (arcillas y materia orgánica). De este modo, el tratamiento se aplica sobre un sustrato donde los metales ya están ligados a la matriz, simulando de forma más realista las condiciones de un suelo que ha estado contaminado por un tiempo prolongado.

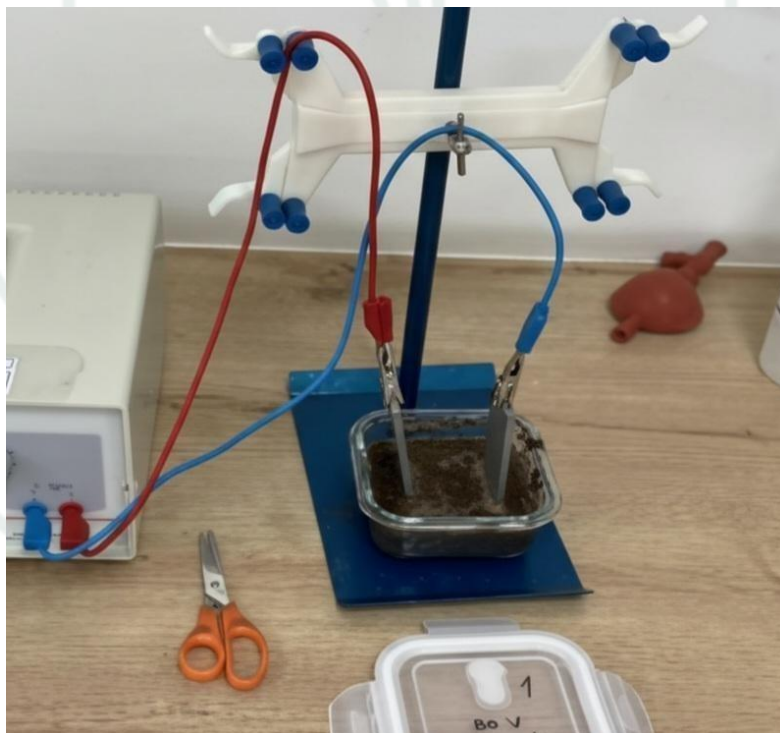
## Fase 2: Aplicación del Diseño Experimental y Evaluación de Parámetros

Para evaluar el efecto del voltaje y el tiempo, se ejecutó un diseño factorial 2x2 bajo condiciones de laboratorio estrictamente controladas.

1. **Montaje del Sistema Electroquímico:** Se utilizaron vasos de precipitado de vidrio de 1 L como celdas electroquímicas, elegidos por ser un material químicamente inerte que no interfiere en el proceso. En cada celda se depositaron 200 gramos de suelo contaminado. Se insertaron verticalmente dos electrodos de grafito de alta pureza (dimensiones: 10 cm de largo x 5 cm de ancho x 0.5 cm de espesor), seleccionados por su alta conductividad eléctrica y resistencia a la corrosión. Como se observa en la Figura 3.

**Figura 3**

*Montaje del sistema*



**Nota.** *Elaboración propia*

2. **Ejecución de los Tratamientos Electrocinéticos:** Una vez transcurrido el periodo de equilibrio y maduración (48 horas), las muestras de suelo (200 g) –ya homogeneizadas, contaminadas y saturadas con la solución de EDTA a 0.1 M, descrito detalladamente en la Fase 1 (donde se justificó el volumen de 150 ml como el necesario para la saturación del suelo y la concentración de 0.1 M como un exceso molar para la complejación efectiva de los metales) se transfirieron cuidadosamente a las celdas electroquímicas. En este punto, el EDTA ya había actuado como un potente agente quelante, habiendo desorbido eficazmente los cationes  $Pb^{2+}$  y  $Cd^{2+}$  de los coloides del suelo y formando complejos aniónicos ( $[Metal-EDTA]^{2-}$ ) estables y solubles, lo que los hizo disponibles para el transporte electrocinético.

Esta preparación previa del suelo con el quelante y los metales disueltos es clave para la alta eficiencia observada en los resultados, facilitando la migración de los complejos metálicos bajo la influencia del campo eléctrico. Los electrodos de grafito se conectaron entonces a una fuente de poder de corriente continua para aplicar los voltajes definidos (10 V o 20 V) durante los tiempos establecidos (24 h o 36 h)[cite: 367]. Con ello, se dio inicio a los mecanismos de transporte electrocinético dominantes (electromigración y electroósmosis). Se realizaron tres réplicas para cada una de las cuatro combinaciones de tratamiento

### **Fase 3: Identificación del Tratamiento Óptimo**

Esta fase se centra en el proceso de recolección y análisis de datos para determinar la combinación de parámetros que optimiza la remoción de metales.

1. **Muestreo y Cuantificación de Metales:** Al finalizar cada tratamiento, se realizó un muestreo compuesto de cada celda, mezclando submuestras de tres zonas distintas para obtener una muestra representativa. Las muestras de suelo fueron sometidas a un proceso de digestión ácida, siguiendo el protocolo EPA 3050B, para

extraer los metales. La concentración final de Plomo (Pb) y Cadmio (Cd) en el extracto líquido se cuantificó mediante Espectrometría de Emisión Atómica con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-AES), de acuerdo con el Método EPA 200.7 Rev. 4.4 de 1994. Este análisis fue realizado en el Laboratorio de Ensayo y Control de Calidad (LECC) de la Universidad Católica de Santa María, garantizando la fiabilidad de los resultados.

2. **Cálculo de Eficiencia:** La eficiencia de remoción (%E) para cada réplica se calculó usando la fórmula:  $\%E = [(Concentración\ Inicial - Concentración\ Final) / Concentración\ Inicial] \times 100$ . Los resultados se promediaron por cada tratamiento para identificar la combinación de voltaje y tiempo que alcanzó el mayor porcentaje de remoción.

#### **Fase 4: Validación Estadística del Modelo**

Esta fase se dedica a la validación científica de los resultados para confirmar que los efectos observados son estadísticamente significativos y no se deben al azar.

1. **Análisis de Varianza (ANOVA):** Los datos de eficiencia de remoción fueron analizados con un Análisis de Varianza de dos factores. Esta prueba determinó la significancia estadística del efecto del voltaje, el tiempo y su interacción sobre la eficiencia de remoción, utilizando un nivel de significancia de  $\alpha=0.05$ .
2. **Prueba *post-hoc*:** Para complementar el ANOVA, se aplicó la Prueba de Mínima Diferencia Significativa (LSD) de Fisher. Esta prueba permitió comparar las medias de los diferentes tratamientos para confirmar y cuantificar las diferencias entre los niveles de voltaje y tiempo, validando las conclusiones sobre el rendimiento del modelo.



## **CAPÍTULO IV**

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIONES

### 4.1. Simulación de Suelo Contaminado con Pb y Cd. Det

Para cumplir con el primer objetivo, se preparó el sustrato contaminado mediante un riguroso proceso de cálculo para alcanzar las concentraciones deseadas. Este proceso se dividió en dos etapas clave: primero, un cálculo estequiométrico para determinar la masa de la sal metálica necesaria y, segundo, el cálculo de la concentración final en la masa de suelo.

El objetivo fue alcanzar una concentración de 1500 mg/kg en una masa de suelo de 200 g (0.2 kg). Para ello, se calculó la masa de Plomo puro requerida:

$$\text{Masa de Pb} = 1500 \frac{\text{mg}}{\text{kg}} * 0.2 \text{ kg} = 300 \text{ mg}$$

A continuación, se realizó el cálculo estequiométrico para determinar la masa de Acetato de Plomo ( $\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2$ ) necesaria para aportar estos 300 mg de Pb. Utilizando las masas molares del Plomo ( $\text{Pb} \approx 207.2 \text{ g/mol}$ ) y del Acetato de Plomo ( $\text{Pb}(\text{CH}_3 \text{COO})_2 \approx 325.3 \text{ g/mol}$ ), se determinó la fracción másica del metal en el compuesto:

$$\text{Fracción Másica de Pb} = \frac{\text{Masa molar de Pb}}{\text{Masa molar de Pb } (\text{CH}_3\text{COO})_2} = \frac{207.2}{325.3} = 0.6369$$

Finalmente, se calculó la masa de sal a pesar:

$$\text{Masa de acetato de Plomo} = \frac{300 \text{ mg}}{0.6369} = 471 \text{ mg}$$

### Cálculo para Cadmio (Cd)

De forma análoga, para una concentración objetivo de 500 mg/kg en 200 g de suelo, la masa de Cadmio puro necesaria fue:

$$\text{Masa de Cd} = 500 \frac{\text{mg}}{\text{kg}} * 0.2 \text{ kg} = 100 \text{ mg}$$

Se procedió con el cálculo estequiométrico para el Nitrato de Cadmio (Cd(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>) para obtener los 100 mg de Cd puro. Con las masas molares del Cadmio (Cd ≈112.4g/mol) y del Nitrato de Cadmio (Cd(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> ≈236.4g/mol), se obtuvo la fracción másica:

$$\text{Fracción másica de Cd} = \frac{\text{Masa molar de Cd}}{\text{Masa molar de Cd (No3)2}} = \frac{112.4}{236.4} = 0.4754$$

La masa de sal requerida fue:

$$\text{Masa de Nitrato de Cadmio} = \frac{100 \text{ mg}}{0.4754} = 210 \text{ mg}$$

Estos cálculos precisos permitieron establecer las condiciones iniciales del experimento, las cuales se resumen en la Tabla 1.

**Tabla 1**

*Concentraciones Iniciales de Pb y Cd en el Sustrato*

Metal	Compuesto añadido	Masa de compuesto (mg)	Metal equivalente (mg)	Masa de suelo (g)	[ ]. inicial en suelo (mg/kg)
<b>Pb</b>	Acetato de plomo	471	300	200	1 500
<b>Cd</b>	Nitrato de cadmio	210	100	200	500

**Nota:** Elaboración Propia

La Tabla 1 establece la línea base experimental, definiendo las concentraciones iniciales de Plomo (Pb) en 1500 mg/kg y de Cadmio (Cd) en 500 mg/kg. La elección de estos valores no fue aleatoria; se fundamentó en la necesidad de simular un escenario de contaminación severa. Este enfoque de "peor caso" fue diseñado intencionadamente para someter la tecnología de electrorremediación a una prueba de estrés robusta, permitiendo así evaluar sus límites y su verdadera eficacia en condiciones críticas, representativas de los pasivos ambientales mineros en la región de Arequipa. Adicionalmente, se emplearon sales de alta solubilidad para maximizar la biodisponibilidad inicial de los metales en su forma iónica más móvil (Pb<sup>2+</sup> y Cd<sup>2+</sup>). Esta preparación es fundamental, ya que asegura una complejación inmediata y eficiente con el agente quelante EDTA, un paso indispensable para su posterior movilización a través de la matriz del suelo bajo la influencia del campo eléctrico aplicado.

#### **4.2. Evaluación de Parámetros Operativos**

Esta sección presenta los resultados del diseño experimental factorial 2x2, abordando el segundo objetivo específico de la investigación: evaluar el efecto del voltaje aplicado (10 V y 20 V) y el tiempo de tratamiento (24 h y 36 h) sobre la eficiencia de remoción de Plomo (Pb) y Cadmio (Cd). El análisis se estructura de manera separada para cada contaminante con el fin de determinar la influencia de los parámetros operativos y sus interacciones.

##### **4.2.1. Resultados para la Remoción de Plomo (Pb)**

Los datos recolectados a partir de las 12 unidades experimentales para la remoción de Plomo se detallan en la Tabla 2. En ella se registran las condiciones de cada ensayo, la concentración final del contaminante y la eficiencia de remoción calculada en función de la concentración inicial de 1500 mg/kg.

**Tabla 2***Resultados del Diseño Experimental para la Remoción de Plomo (Pb)*

<b>Voltaje</b>	<b>Tiempo</b>	<b>Réplica</b>	<b>Conc_Final _Pb (mg/kg)</b>	<b>Eficiencia_P b (%)</b>	<b>Desviación Estándar (%)</b>
20	36	1	183.60	87.76	1.16
20	36	2	218.17	85.46	1.16
20	36	3	198.19	86.79	1.16
20	24	1	601.05	59.93	0.92
20	24	2	626.47	58.24	0.92
20	24	3	622.77	58.48	0.92
10	36	1	843.90	43.74	1.28
10	36	2	880.59	41.29	1.28
10	36	3	854.97	43.00	1.28
10	24	1	1020.45	31.97	0.99
10	24	2	1048.23	30.12	0.99
10	24	3	1043.80	30.41	0.99

*Nota.* Elaboración propia.

El análisis descriptivo de la Tabla 2 revela una amplia variabilidad en la eficacia del tratamiento, con eficiencias que oscilan desde un mínimo de 30.12% (10 V, 24 h) hasta un máximo de 87.76% (20 V, 36 h). Está marcada diferencia no solo demuestra la sensibilidad del proceso a los parámetros operativos, sino que también subraya la importancia de su correcta optimización. Se observa una clara tendencia: los tratamientos con mayor voltaje y mayor tiempo de aplicación produjeron concentraciones finales de Plomo significativamente más bajas, lo que sugiere una relación directa y positiva entre la intensidad del tratamiento y su efectividad. Para cuantificar la influencia de cada factor y determinar si estas observaciones son estadísticamente robustas, se realizó un Análisis de Varianza (ANOVA), cuyos resultados se resumen en la Tabla 3.

**Tabla 3***Análisis de Varianza para la Eficiencia de Remoción de Plomo*

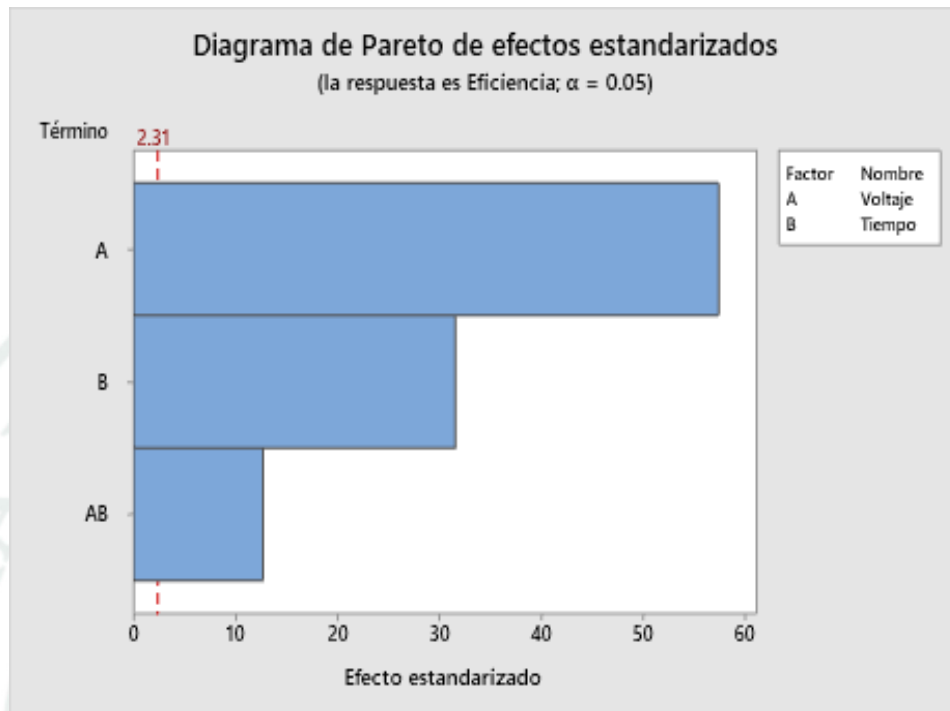
<b>Fuente</b>	<b>GL</b>	<b>SC Sec.</b>	<b>Contribución</b>	<b>SC Ajust.</b>	<b>MC Ajust.</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor-P</b>
Modelo	3	5261.23	99.82%	5261.23	1753.74	1480.45	0.000
Lineal	2	5070.58	96.20%	5070.58	2535.29	2140.21	0.000
Voltaje	1	3892.68	73.86%	3892.68	3892.68	3286.07	0.000
Tiempo	1	1177.90	22.35%	1177.90	1177.90	994.35	0.000
Interacciones de 2términos	1	190.64	3.62%	190.64	190.64	160.93	0.000
Voltaje*Tiempo	1	190.64	3.62%	190.64	190.64	160.93	0.000
Error	8	9.48	0.18%	9.48	1.18	-	-
Total	11	5270.70	100.00%				-

*Nota.* Elaboración propia.

Los resultados del ANOVA presentados en la Tabla 3 son concluyentes y de gran relevancia para la investigación. Se demuestra que tanto el voltaje (Factor A) como el tiempo de tratamiento (Factor B) presentan un valor p de 0.000, el cual es considerablemente inferior al nivel de significancia preestablecido ( $\alpha = 0.05$ ). Este hallazgo confirma que ambos factores ejercen un efecto estadísticamente significativo sobre la eficiencia de remoción de Plomo. Más aún, la interacción entre el voltaje y el tiempo (AB) también resultó ser significativa ( $p = 0.000$ ). Esto último es particularmente importante, ya que indica que los factores no actúan de manera independiente; por el contrario, el efecto de incrementar el tiempo de tratamiento es más pronunciado cuando se opera a un voltaje más alto, sugiriendo un efecto sinérgico entre ambos parámetros que potencia la eficacia del proceso. Esta jerarquía de influencias se visualiza de manera clara e intuitiva en el Diagrama de Pareto de efectos estandarizados (Figura 4).

#### Figura 4

*Diagrama de Pareto de Efectos Estandarizados para la Eficiencia de Remoción de Plomo*



*Nota.* Elaboración propia.

La Figura 4 confirma visualmente las conclusiones cuantitativas del ANOVA y permite interpretar la magnitud relativa de cada efecto. La barra correspondiente al voltaje (A) es la más larga, superando ampliamente el umbral de significancia (representado por la línea roja en 2.31), lo que lo identifica inequívocamente como el factor de mayor impacto en el proceso. Este resultado se alinea con los principios fundamentales de la electrocinética, donde el gradiente de potencial eléctrico es la principal fuerza motriz para la electromigración de los iones contaminantes. Le sigue en importancia el tiempo de tratamiento (B), cuya barra también excede el umbral, y finalmente, la interacción entre ambos (AB). Esta representación gráfica no solo valida que los tres términos del modelo son estadísticamente relevantes, sino que también establece un orden claro de importancia, guiando los esfuerzos de optimización hacia el control prioritario del voltaje.

### Prueba LSD para Plomo (Pb)

Para complementar el ANOVA y descomponer los efectos de los factores, se realizó una prueba de Múltiples Rangos de Mínima Diferencia Significativa (LSD) de Fisher. Este análisis permite comparar las medias de eficiencia de cada nivel para determinar si las diferencias observadas son estadísticamente significativas.

### Análisis de Factores Principales

**Tabla 4**

*Prueba de Comparaciones por Pares de Fisher (LSD) para los Factores Principales en la Remoción de Plomo*

Agrupación	N	Media de Eficiencia (%)	Factor	Nivel
A	6	72.05	Voltaje	20 V
B	6	37.87	Voltaje	10 V
A	6	65.10	Tiempo	36 h
B	6	44.82	Tiempo	24 h

*Nota.* Elaboración Propia.

El análisis de la Tabla 4 es claro: para el Voltaje, la eficiencia media al operar a 20 V (72.05%) es casi el doble que a 10 V (37.87%); al ser asignados a grupos distintos (A y B), se confirma estadísticamente que duplicar el voltaje tiene un efecto drástico y positivo en la remoción. Asimismo, para el Tiempo, extender el tratamiento de 24 h a 36 h incrementa la eficiencia media en más de 20 puntos porcentuales (de 44.82% a 65.10%), y la pertenencia a grupos diferentes (A y B) valida que un mayor tiempo de tratamiento conduce a una remoción significativamente mayor. Más revelador aún es el análisis de la interacción Voltaje\*Tiempo, que evalúa cada una de las cuatro combinaciones de tratamiento como un grupo independiente.

**Tabla 5**

*Prueba de Comparaciones por Pares de Fisher (LSD) para la Interacción Voltaje\*Tiempo en la Remoción de Plomo*

<b>Agrupación</b>	<b>N</b>	<b>Media de Eficiencia (%)</b>	<b>Tratamiento (Voltaje, Tiempo)</b>
<b>A</b>	3	86.67	20 V, 36 h
<b>B</b>	3	58.88	20 V, 24 h
<b>C</b>	3	42.68	10 V, 36 h
<b>D</b>	3	30.83	10 V, 24 h

*Nota.* Elaboración Propia.

La Tabla 5 es el resultado más importante del análisis LSD, ya que clasifica de manera inequívoca la efectividad de cada tratamiento. Al asignar cada combinación a un grupo completamente diferente (A, B, C y D), la prueba demuestra que todos los tratamientos produjeron resultados estadísticamente distintos entre sí. Esto permite establecer un ranking de rendimiento claro, identificando el tratamiento de 20 V y 36 h (86.67%) como el óptimo, seguido por el nivel intermedio-alto de 20 V y 24 h (58.88%), el intermedio-bajo de 10 V y 36 h (42.68%), y finalmente el menos efectivo de 10 V y 24 h (30.83%). Estos resultados numéricos son la validación estadística de lo que se observa en la Gráfica de Interacción para Eficiencia, donde cada uno de los cuatro puntos del gráfico representa un nivel de rendimiento único y significativamente diferente de los demás.

#### **4.2.2. Resultados para la Remoción de Cadmio (Cd)**

Siguiendo la misma metodología, se analizaron los resultados para la remoción de Cadmio, partiendo de una concentración inicial de 500 mg/kg. La Tabla 6 consolida los datos de las 12 corridas experimentales.

**Tabla 6***Resultados del Diseño Experimental para la Remoción de Cadmio (Cd)*

<b>Voltaje</b>	<b>Tiempo</b>	<b>Réplica</b>	<b>Conc_Final_Cd (mg/kg)</b>	<b>Eficiencia_Cd (%)</b>	<b>Desviacion Estandar (%)</b>
<b>20</b>	36	1	64.95	87.01	1.12
<b>20</b>	36	2	78.47	84.31	1.12
<b>20</b>	36	3	74.13	85.17	1.12
<b>20</b>	24	1	201.05	59.79	0.97
<b>20</b>	24	2	212.14	57.57	0.97
<b>20</b>	24	3	207.65	58.47	0.97
<b>10</b>	36	1	270.75	45.85	1.25
<b>10</b>	36	2	284.73	43.05	1.25
<b>10</b>	36	3	273.92	45.22	1.25
<b>10</b>	24	1	340.25	31.95	1.08
<b>10</b>	24	2	349.90	30.02	1.08
<b>10</b>	24	3	344.33	31.13	1.08

*Nota.* Elaboración propia.

Los datos para el Cadmio, presentados en la Tabla 6, muestran un comportamiento análogo al observado para el Plomo, lo que sugiere que los mecanismos de remoción son consistentes para ambos metales pesados. La eficiencia de remoción varió desde un mínimo de 30.02% en las condiciones más leves (10 V, 24 h) hasta un máximo de 87.01% en las condiciones más intensivas (20 V, 36 h). Esta consistencia reafirma la hipótesis de que un aumento en la intensidad del tratamiento, tanto en potencial eléctrico como en duración, se traduce directamente en una mayor eficacia. El análisis estadístico mediante ANOVA (Tabla 7) permite formalizar esta observación y cuantificar la significancia de los factores.

**Tabla 6***Análisis de Varianza para la Eficiencia de Remoción de Cadmio*

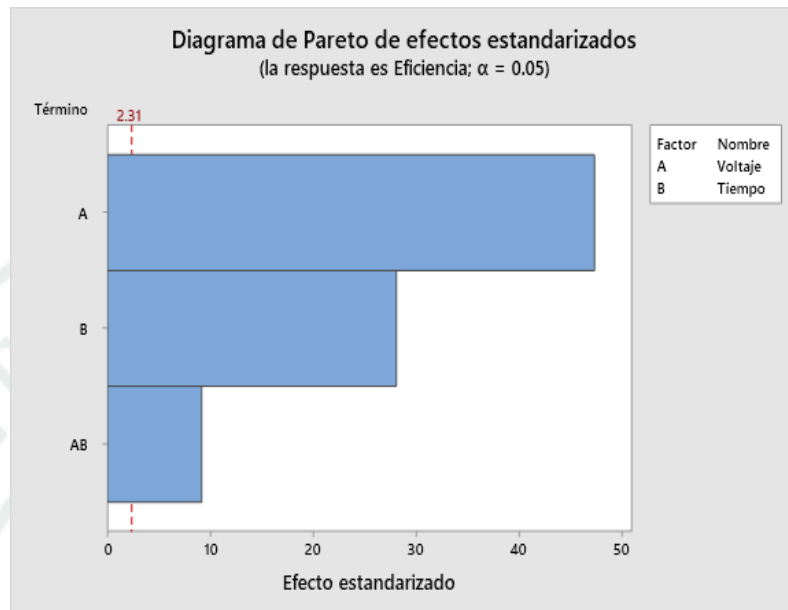
Fuente	GL	SC Sec.	Contribución	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor-P
Modelo	3	4870.28	99.74%	4870.28	1623.43	1039.79	0.000
Lineal	2	4739.34	97.06%	4739.34	2369.67	1517.75	0.000
Voltaje	1	3505.50	71.79%	3505.50	3505.50	2245.24	0.000
Tiempo	1	1233.84	25.27%	1233.84	1233.84	790.26	0.000
Interacciones de 2 términos	1	130.94	2.68%	130.94	130.94	83.87	0.000
Voltaje*Tiempo	1	130.94	2.68%	130.94	130.94	83.87	0.000
Error	8	12.49	0.26%	12.49	1.56	-	-
Total	11	4882.77	100.00%				

*Nota.* Elaboración propia.

Al igual que en el caso del Plomo, el ANOVA para el Cadmio (Tabla 7) revela que el voltaje ( $p = 0.000$ ), el tiempo ( $p = 0.000$ ) y la interacción entre ambos ( $p = 0.000$ ) son estadísticamente significativos. La replicación de este resultado de alta significancia para un segundo contaminante fortalece la validez general del modelo experimental. Demuestra que la tecnología no es selectiva para un único metal, sino que responde a principios fisicoquímicos aplicables a diferentes cationes metálicos quelados. El Diagrama de Pareto correspondiente (Figura 4) permite visualizar la magnitud comparativa de estos efectos.

**Figura 5**

*Diagrama de Pareto de Efectos Estandarizados para la Eficiencia de Remoción de Cadmio*



**Nota.** Elaboración propia.

El la Figura 5 ratifica que, también para el Cadmio, el voltaje (A) es el factor predominante, ejerciendo la mayor influencia sobre la eficiencia de remoción. Le siguen en orden de importancia el tiempo (B) y la interacción (AB). La magnitud relativa de los efectos para el Cadmio es notablemente consistente con la observada para el Plomo. Esta similitud es un hallazgo clave, ya que demuestra que los principios electrocinéticos que gobiernan el proceso, principalmente la electromigración de los complejos Metal-EDTA actúan de manera similar sobre ambos contaminantes, a pesar de sus diferencias en masa atómica y radio iónico.

#### **Prueba LSD para Cadmio (Cd)**

Para el Cadmio, se realizó un análisis de comparación por pares similar. En este caso, el software aplicó el método de Tukey, una prueba post-hoc análoga a la LSD pero considerada ligeramente más conservadora, lo que refuerza la validez de las diferencias encontradas.

**Tabla 7**

*Prueba de Comparaciones por Pares de Tukey para los Factores Principales en la Remoción de Cadmio*

<b>Agrupación</b>	<b>N</b>	<b>Media de Eficiencia (%)</b>	<b>Factor</b>	<b>Nivel</b>
<b>A</b>	6	72.78	Voltaje	20 V
<b>B</b>	6	36.76	Voltaje	10 V
<b>A</b>	6	64.67	Tiempo	36 h
<b>B</b>	6	44.86	Tiempo	24 h

*Nota.* Elaboración Propia.

Los resultados para el Cadmio son consistentes con los del Plomo, donde las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes con un 95% de confianza. Para el Voltaje, la eficiencia media a 20 V (72.78%) es significativamente superior a la obtenida a 10 V (36.76%), mientras que para el Tiempo, el tratamiento de 36 horas (64.67%) es estadísticamente más efectivo que el de 24 horas (44.86%). A un nivel más profundo, el análisis de la interacción Voltaje\*Tiempo para el Cadmio confirma la jerarquía de los tratamientos.

**Tabla 8**

*Prueba de Comparaciones por Pares de Tukey para la Interacción Voltaje\*Tiempo en la Remoción de Cadmio*

<b>Agrupación</b>	<b>N</b>	<b>Media de Eficiencia (%)</b>	<b>Tratamiento (Voltaje, Tiempo)</b>
<b>A</b>	3	85.50	20 V, 36 h
<b>B</b>	3	58.61	20 V, 24 h
<b>C</b>	3	44.71	10 V, 36 h
<b>D</b>	3	31.03	10 V, 24 h

*Nota.* Elaboración Propia.

Al igual que con el Plomo, la prueba de Tukey para la interacción en la remoción de Cadmio asigna cada uno de los cuatro tratamientos a un grupo estadístico único (A, B, C y D), confirmando que todos difieren significativamente entre sí. El ranking de efectividad es idéntico: el tratamiento de 20 V y 36 horas es el superior, seguido por 20 V y 24 h, luego 10 V y 36 h, y finalmente 10 V y 24 h. Esta consistencia en los resultados para ambos metales es un hallazgo robusto. Demuestra que la influencia de los parámetros operativos y la eficacia de las combinaciones de tratamiento no son específicas para un solo contaminante, sino que representan un comportamiento general del sistema electroquímico diseñado.

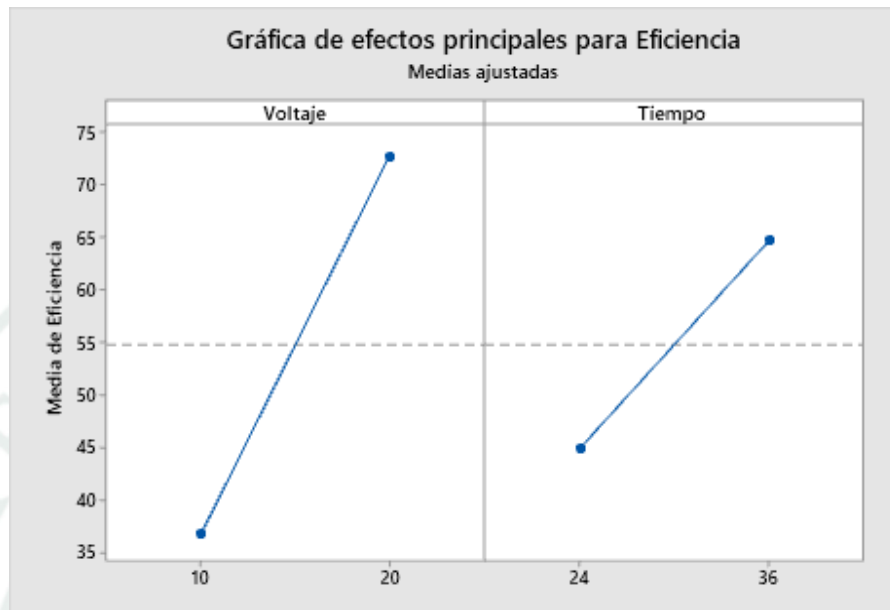
#### **4.3. Identificación del Tratamiento Óptimo**

Para cumplir con el tercer objetivo específico, se procedió a identificar la combinación de voltaje y tiempo que maximiza la eficiencia del proceso. Este análisis es crucial para definir las condiciones operativas más costo-efectivas. Para ello, se analizaron las gráficas de efectos principales y de interacción generadas por el modelo estadístico.

En la Figura 5 muestra los efectos principales para la remoción de Plomo. La marcada pendiente positiva en ambas gráficas no solo indica que al aumentar el nivel de cada factor la eficiencia mejora, sino que también permite cuantificar dicha mejora. Pasar de 10 V a 20 V genera un salto en la eficiencia media de aproximadamente 30 puntos porcentuales, mientras que pasar de 24 h a 36 h produce un incremento cercano a los 15 puntos. Esto refuerza que, si bien ambos factores son importantes, el impacto del voltaje es sustancialmente mayor.

**Figura 6**

*Gráfica de Efectos Principales para la Eficiencia de Remoción de Plomo*

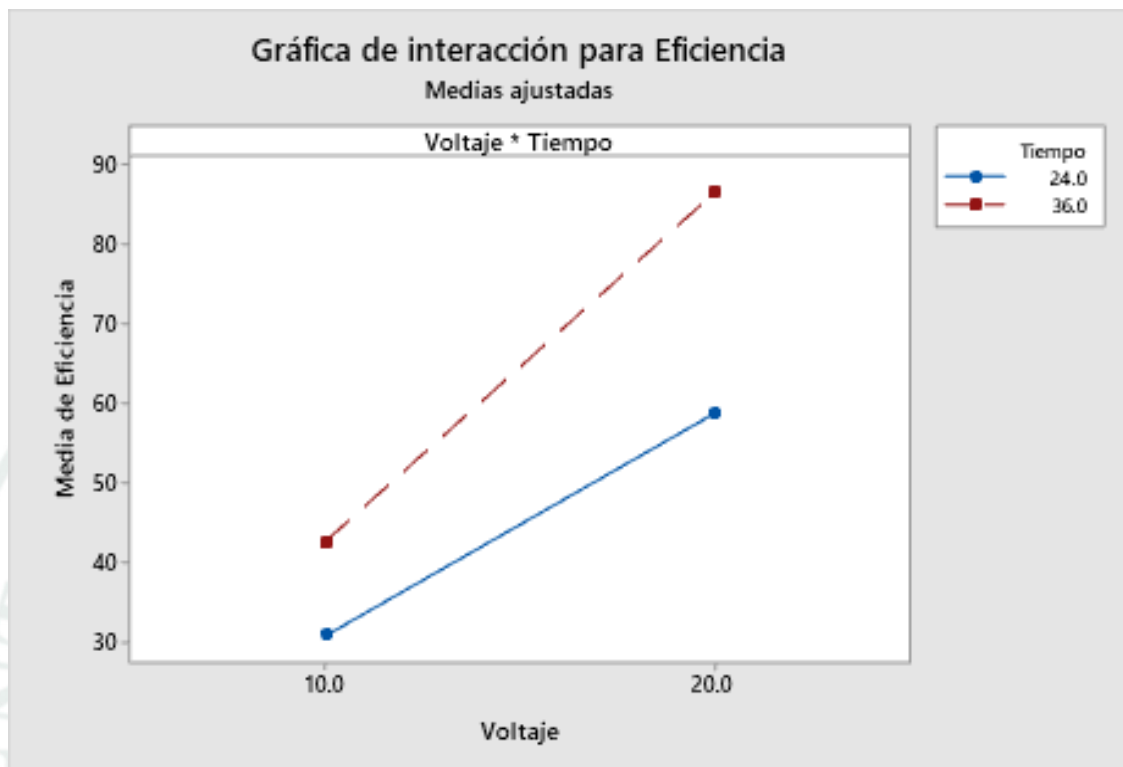


*Nota.* Elaboración propia.

Para entender cómo se combinan estos efectos y validar la existencia de sinergia, se analiza el la Figura 6 de interacción. Las líneas claramente no paralelas son la evidencia gráfica de una interacción estadística significativa. Su interpretación es fundamental: el beneficio de extender el tiempo de tratamiento de 24 a 36 horas (la distancia vertical entre las líneas) es mucho más pronunciado cuando se aplica un voltaje de 20 V. En otras palabras, el tiempo adicional de tratamiento es más "productivo" a un voltaje mayor. El punto más alto en la gráfica, que representa la máxima eficiencia del sistema, se alcanza inequívocamente con la combinación de 20 V y 36 horas, identificándola como la condición óptima.

**Figura 7**

*Gráfica de Interacción para la Eficiencia de Remoción de Plomo*

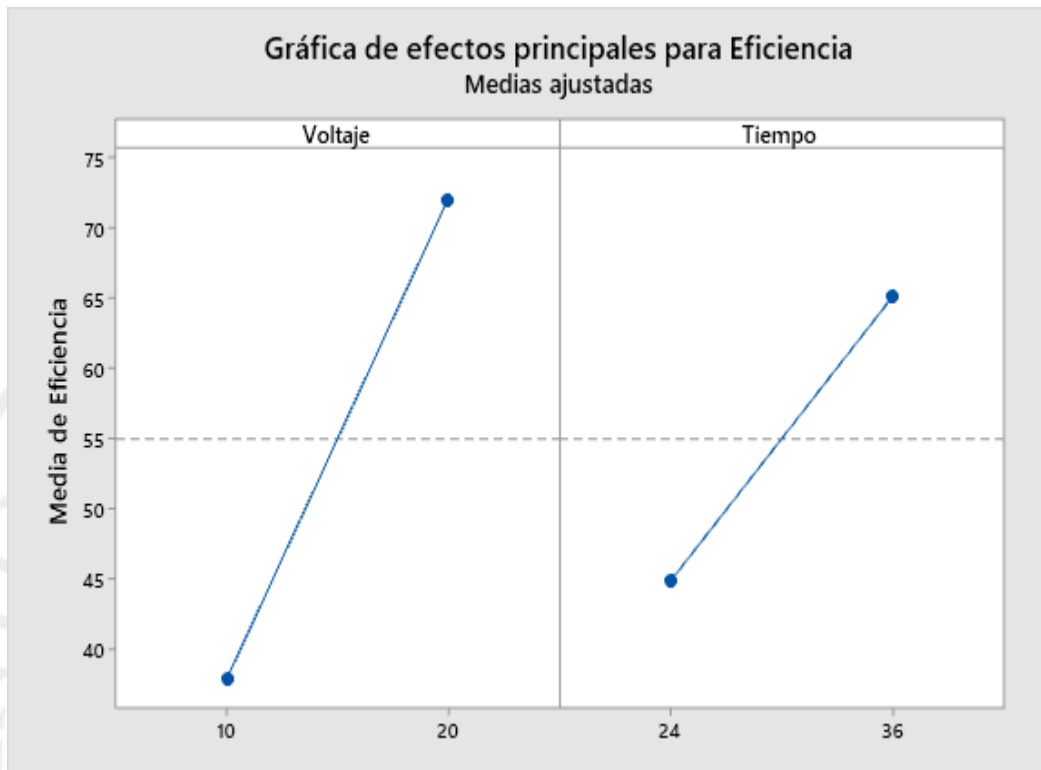


*Nota.* Elaboración propia.

Este mismo análisis se replicó para el Cadmio con el fin de verificar si la condición óptima era consistente para ambos contaminantes. En la Figura 7 de efectos principales muestra la misma tendencia positiva y dominante del voltaje, seguida por el tiempo de tratamiento, lo que indica que una mayor intensidad en ambos parámetros conduce a una mayor eficiencia de remoción.

**Figura 8**

*Gráfica de Efectos Principales para la Eficiencia de Remoción de Cadmio*

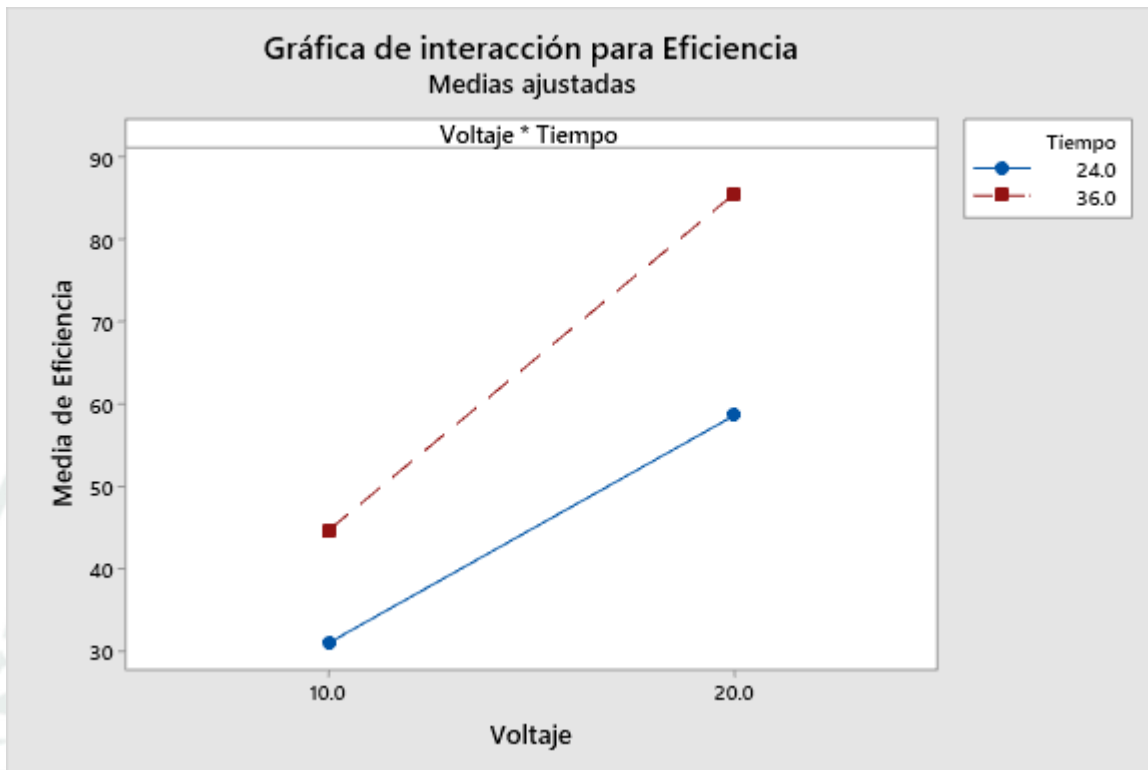


*Nota.* Elaboración propia.

La gráfica de interacción para el Cadmio (Figura 8) presenta un comportamiento muy similar al del Plomo, confirmando la robustez del hallazgo. La falta de paralelismo entre las líneas vuelve a evidenciar una interacción significativa, y el punto más alto de la gráfica, que corresponde a la máxima eficiencia de remoción, se sitúa nuevamente en la combinación de 20 V y 36 horas. Por lo tanto, se concluye de manera sólida que esta es la configuración operativa óptima para maximizar la remoción simultánea de ambos metales bajo las condiciones estudiadas, un resultado clave para el diseño de un protocolo de tratamiento unificado.

**Figura 9**

*Gráfica de Interacción para la Eficiencia de Remoción de Cadmio*



*Nota.* Elaboración propia.

En la Figura 9 de interacción para el Cadmio es fundamental para confirmar los hallazgos del ANOVA y presenta un comportamiento análogo al del Plomo, lo que refuerza la robustez del modelo. Las líneas claramente no paralelas son la evidencia visual de una interacción estadística significativa, lo que significa que el efecto de un factor depende del nivel del otro. Específicamente, se observa que el beneficio de extender el tratamiento de 24 a 36 horas es considerablemente mayor cuando se opera a 20 V que a 10 V, demostrando un efecto sinérgico. El punto más alto en la gráfica se alcanza inequívocamente con la combinación de 20 V y 36 horas, identificando esta configuración como la condición operativa óptima para maximizar la remoción de Cadmio en el sistema estudiado.

#### 4.4. Validación del Modelo

El cuarto objetivo consistió en validar estadísticamente la efectividad del modelo electroquímico. Esto se logró a través del desarrollo de un modelo de regresión que no solo describe matemáticamente la relación entre los factores y la eficiencia, sino que también permite predecir el resultado bajo diferentes condiciones. La validación se completó con la verificación de los supuestos estadísticos que garantizan la fiabilidad y robustez del modelo.

##### 4.4.1. Modelo de Regresión para la Remoción de Plomo

El análisis estadístico generó un modelo de regresión predictivo para la eficiencia de remoción de Plomo. La ecuación del modelo y sus estadísticos de ajuste, que cuantifican su calidad, se presentan en la Tabla 10.

**Tabla 9**

*Ecuación de Regresión y Resumen del Modelo para la Remoción de Plomo*

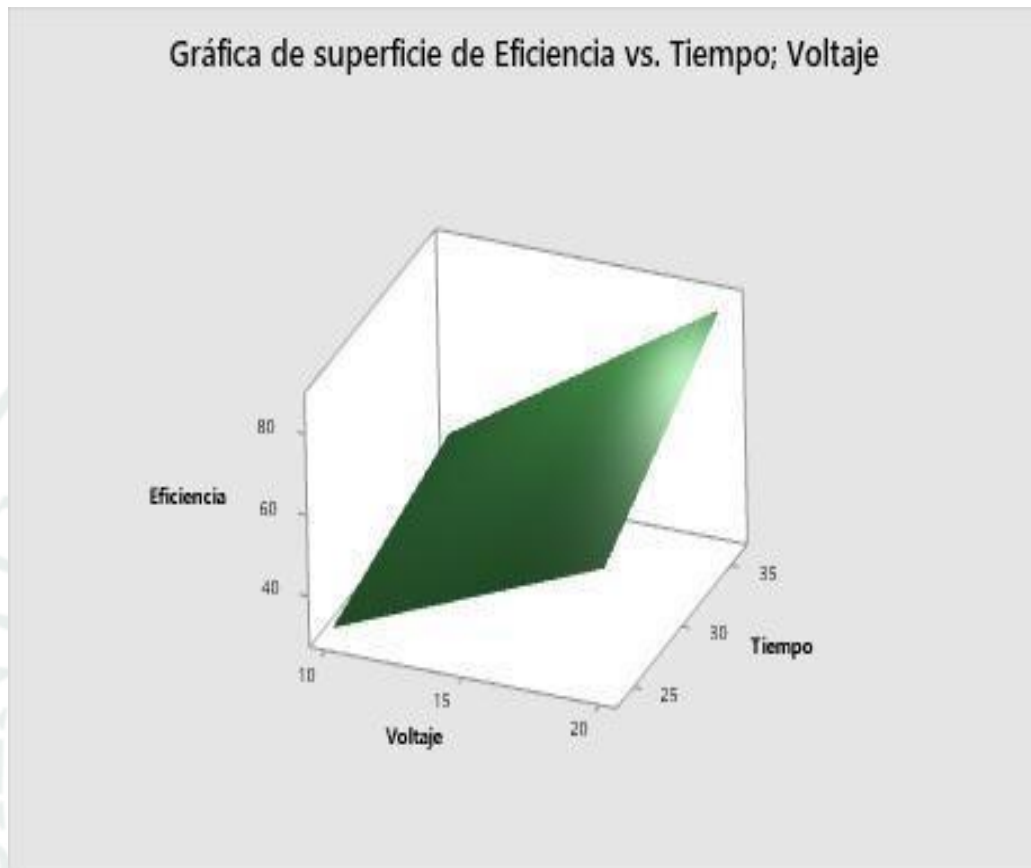
$$\text{Eficiencia} = 10.98 - 0.384 \text{ Voltaje} - 0.342 \text{ Tiempo} + 0.1329 \text{ Voltaje} * \text{Tiempo}$$

*Nota.* Elaboración propia.

El modelo presenta un valor de R-cuadrado (ajustado) del 99.75%. Este indicador estadístico es excepcionalmente alto y significa que el modelo es capaz de explicar el 99.75% de la variabilidad observada en la eficiencia de remoción de Plomo, basándose únicamente en el voltaje y el tiempo. Un valor tan elevado no solo confirma un ajuste excelente del modelo a los datos experimentales, sino que también le confiere una alta capacidad predictiva dentro del rango de los factores estudiados. La gráfica de superficie de respuesta (Figura 9) traduce este modelo matemático en una representación visual tridimensional.

## Figura 10

*Gráfica de Superficie de Respuesta para la Eficiencia de Remoción de Plomo*



*Nota.* Elaboración propia.

En la Figura 10 ilustra de manera elocuente la relación entre las variables. La superficie, que representa la eficiencia de remoción predicha, muestra una clara e ininterrumpida pendiente ascendente que se eleva hacia la esquina correspondiente a los niveles más altos de ambos factores (20 V y 36 h). Esta visualización no solo confirma cuál es la configuración óptima, sino que también permite interpolar y predecir la eficiencia para cualquier combinación de voltaje y tiempo dentro del área experimental, sirviendo como una herramienta gráfica para la optimización del proceso.

#### 4.4.2. Modelo de Regresión para la Remoción de Cadmio

De manera similar, se obtuvo un modelo de regresión para la remoción de Cadmio, cuyo propósito es describir y predecir su comportamiento. La Tabla 11 contiene la ecuación y los estadísticos de ajuste correspondientes.

**Tabla 10**

*Ecuación de Regresión y Resumen del Modelo para la Remoción de Cadmio*

---

$$\text{Eficiencia} = 2.54 + 0.115 \text{ Voltaje} + 0.038 \text{ Tiempo} + 0.1101 \text{ Voltaje} * \text{Tiempo}$$

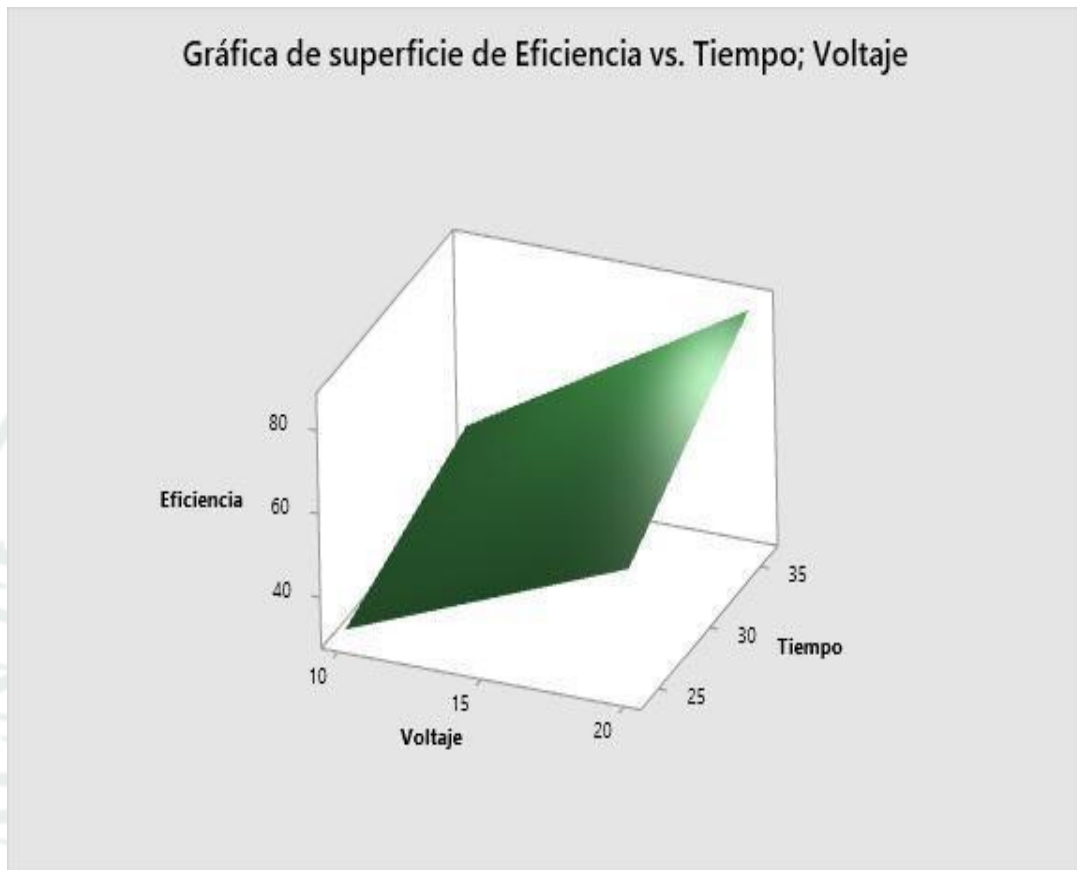
---

*Nota.* Elaboración propia.

Para el Cadmio, el modelo alcanza un R-cuadrado (ajustado) del 99.65%, un valor igualmente excepcional que valida su alta capacidad para explicar la variabilidad de los datos. La consistencia en la alta precisión de los modelos para ambos metales es un indicador robusto de la fiabilidad del diseño experimental y de la fuerte relación causal entre los parámetros operativos y la eficiencia de remoción. La relación entre las variables se visualiza en la gráfica de superficie de respuesta (Figura 10).

## Figura 11

*Gráfica de Superficie de Respuesta para la Eficiencia de Remoción de Cadmio*



*Nota.* Elaboración propia.

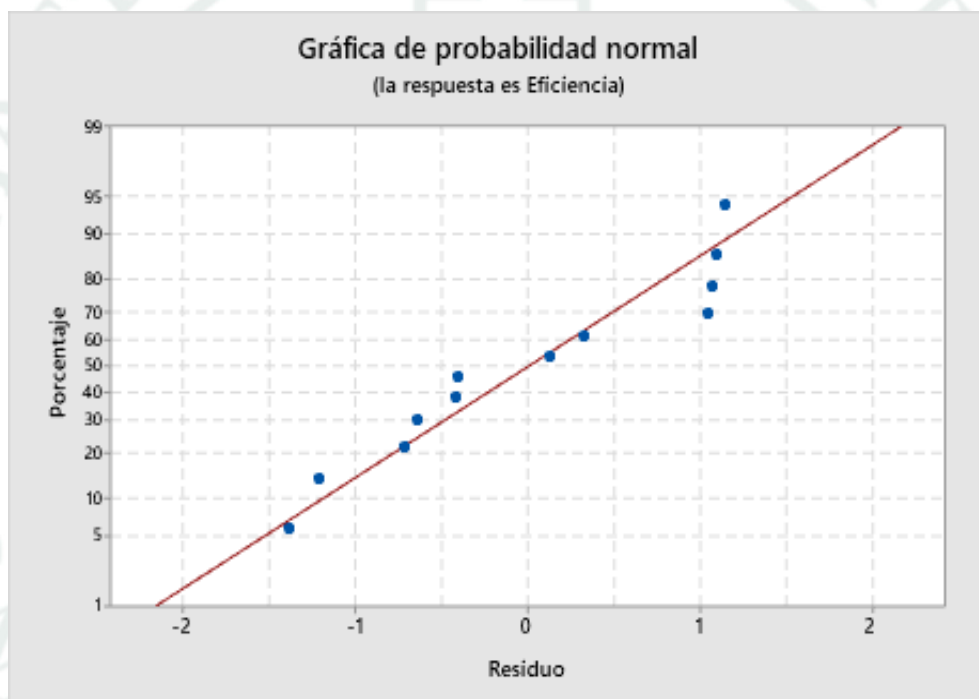
En la Figura 11 muestra un comportamiento casi idéntico al del Plomo, un hallazgo significativo por sí mismo. La superficie de respuesta se eleva de manera constante y predecible al aumentar el voltaje y el tiempo. La similitud en la topografía de las superficies de respuesta para ambos metales sugiere que los mecanismos de transporte electrocinético dominan el proceso de una manera tan fundamental que las diferencias específicas entre los iones de Plomo y Cadmio se vuelven secundarias, confirmando que el modelo matemático captura eficazmente la dinámica general del proceso de electroremediación.

#### 4.4.3. Verificación de Supuestos del Modelo

La validez de las inferencias estadísticas extraídas del ANOVA y de los modelos de regresión depende críticamente del cumplimiento de ciertos supuestos, principalmente que los residuos (la diferencia entre los valores observados y los predichos por el modelo) sigan una distribución normal y presenten una varianza constante (homocedasticidad).

**Figura 12**

*Gráfica de Probabilidad Normal de Residuos para la Eficiencia de Remoción de Plomo*

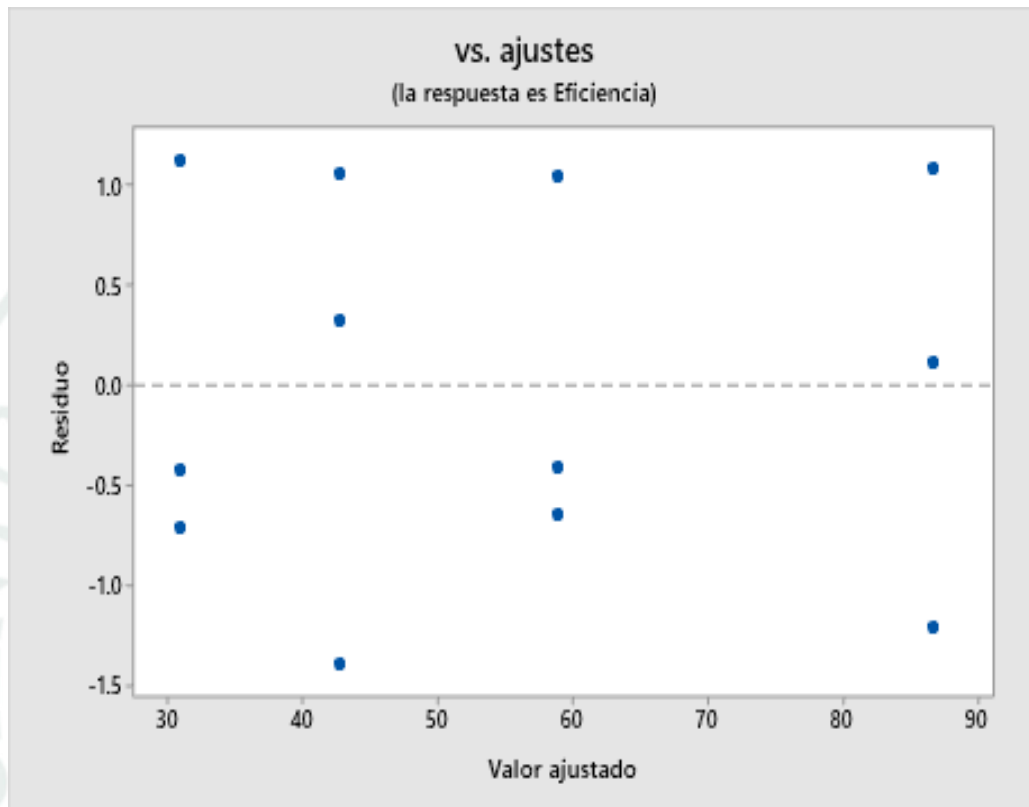


*Nota.* Elaboración propia.

En la Figura 12 es la gráfica de probabilidad normal de los residuos para el modelo de Plomo. En esta gráfica, si los residuos siguen una distribución normal perfecta, los puntos deberían caer exactamente sobre la línea recta. Se observa que los puntos experimentales se alinean de manera muy cercana a esta línea teórica, con solo desviaciones menores. Esto indica que el supuesto de normalidad se cumple de manera satisfactoria, legitimando el uso de las pruebas de significancia (valores p) del modelo.

**Figura 13**

*Gráfica de Residuos vs. Valores Ajustados para la Eficiencia de Remoción de Plomo*

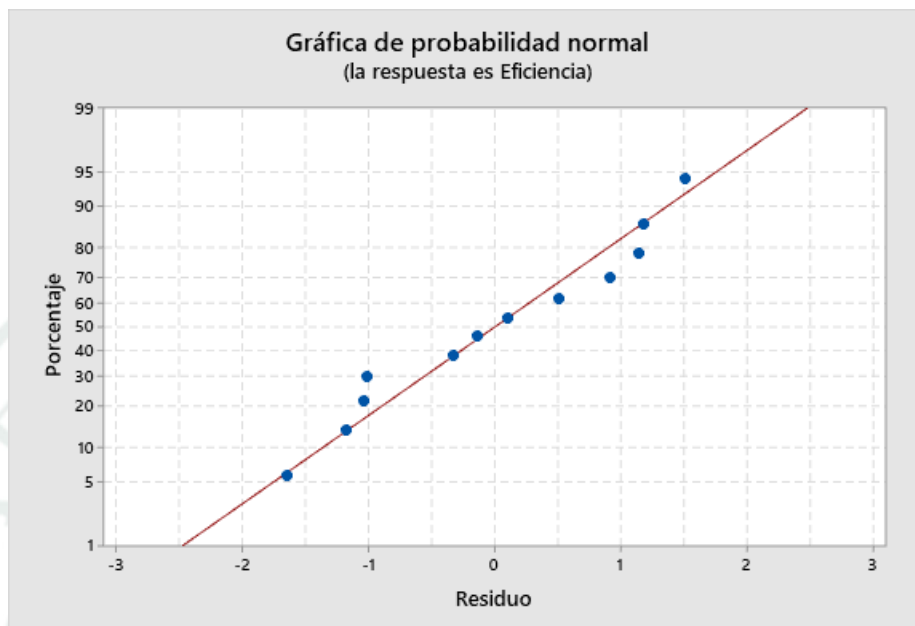


*Nota.* Elaboración propia.

Adicionalmente, en la Figura 13 se muestra la distribución de los residuos frente a los valores ajustados por el modelo. El objetivo aquí es buscar patrones. La ausencia de un patrón claro (como una forma de embudo, que indicaría que la varianza cambia con el nivel de la respuesta, o una curva, que sugeriría que falta un término en el modelo) es el resultado deseado. Se observa que los puntos se dispersan de manera aleatoria y horizontal alrededor de la línea central de cero, lo que confirma el supuesto de varianza constante (homocedasticidad) y la correcta especificación del modelo.

**Figura 14**

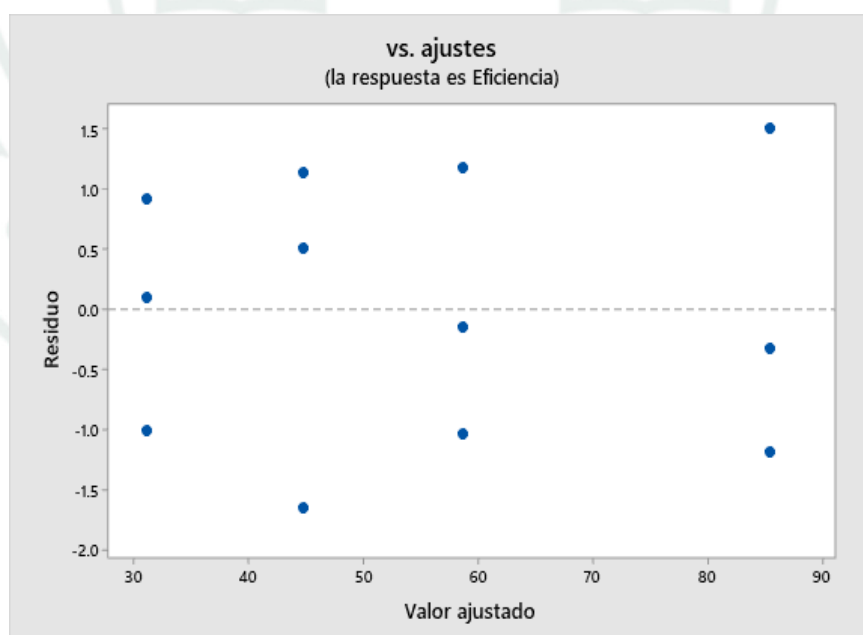
*Gráfica de Probabilidad Normal de Residuos para la Eficiencia de Remoción de Cadmio*



*Nota.* Elaboración propia.

**Figura 15**

*Gráfica de Residuos vs. Valores Ajustados para la Eficiencia de Remoción de Cadmio*



*Nota.* Elaboración propia.

Los mismos análisis de diagnóstico para el modelo de Cadmio (Figura 14 y Figura 15) arrojan conclusiones similares, reforzando la fiabilidad del análisis global. Los residuos se ajustan adecuadamente a una distribución normal y se distribuyen de forma aleatoria, sin patrones aparentes, cumpliendo con los supuestos requeridos.

El cumplimiento riguroso de estos supuestos estadísticos fundamentales para ambos modelos (Plomo y Cadmio) es la piedra angular que otorga un alto grado de confianza y validez a todos los resultados presentados en este capítulo. Se valida así, desde un punto de vista estadístico robusto, no solo la efectividad del modelo electroquímico, sino también la significancia y el rol predictivo de los parámetros operativos estudiados, dando por cumplido el cuarto y último objetivo de la investigación.

## DISCUSIÓN

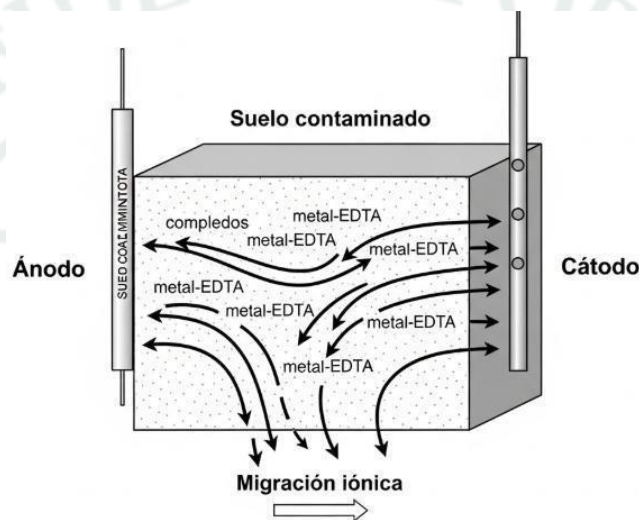
Los resultados obtenidos en esta investigación respaldan de manera contundente la hipótesis planteada, demostrando la viabilidad del modelo electroquímico para la remoción de Plomo y Cadmio bajo condiciones controladas. El análisis de estos hallazgos se centra en la interpretación de los factores que definieron el éxito del tratamiento, las limitaciones observadas y el potencial futuro de la tecnología.

El hallazgo principal del estudio es la influencia jerárquica de los parámetros operativos. El Análisis de Varianza (ANOVA) demostró que, si bien todos los factores evaluados (voltaje, tiempo y su interacción) fueron estadísticamente significativos, el voltaje aplicado fue el factor dominante sobre la eficiencia de remoción. Este efecto se materializa al observar que un incremento de 10 V a 20 V aumentó la remoción promedio en más de 30 puntos porcentuales. Este salto cuantitativo subraya que la fuerza del campo eléctrico es el principal motor del proceso. Este fenómeno se explica por los principios del transporte electrocinético, específicamente la electromigración. Un mayor voltaje genera un gradiente de potencial eléctrico más pronunciado a través de la matriz del suelo, lo que acelera drásticamente el transporte de los complejos iónicos ( $[\text{Pb-EDTA}]^{2-}$  y  $[\text{Cd-EDTA}]^{2-}$ ) hacia los electrodos. Este principio concuerda directamente con lo expuesto por Raffa et al. (2021), quienes enfatizan la importancia de maximizar la intensidad del campo eléctrico para promover un transporte iónico eficiente. Las altas eficiencias de remoción alcanzadas, que llegaron hasta un 87%, son consistentes con las reportadas por Cai et al. (2021), validando la efectividad del gradiente de voltaje como parámetro de control primario. Este fenómeno se explica por los principios del transporte electrocinético, específicamente la electromigración y la electroósmosis. Un mayor voltaje genera un gradiente de potencial eléctrico más pronunciado a través de la matriz del suelo, lo que acelera drásticamente el transporte de los complejos

iónicos hacia los electrodos. A su vez, el agente quelante EDTA forma complejos aniónicos con los metales (por ejemplo,  $[\text{Pb-EDTA}]^{2-}$  y  $[\text{Cd-EDTA}]^{2-}$ ), facilitando su movimiento hacia el ánodo y previniendo su precipitación. El siguiente diagrama ilustra este mecanismo:

**Figura 16**

*Mecanismo de migración electrocinética de metales pesados en el suelo*



**Nota.** Elaboración Propia.

Este diagrama ilustra el mecanismo de transporte de los contaminantes. Bajo la influencia del campo eléctrico, los complejos aniónicos de metal-EDTA se movilizan hacia el ánodo (electrodo positivo), mientras que los cationes se mueven hacia el cátodo (electrodo negativo). Este proceso de migración iónica es la fuerza motriz que permite la remoción de metales de la matriz del suelo y explica por qué un mayor voltaje se traduce en una mayor eficiencia de tratamiento.

Sin embargo, el éxito del voltaje dependió intrínsecamente de la contribución del Ácido etilendiaminetetraacético (EDTA). Este agente quelante actuó como el catalizador químico que facilitó la desorción de los cationes  $\text{Pb}^{2+}$  y  $\text{Cd}^{2+}$  de los coloides del suelo y los mantuvo en la fase acuosa como complejos aniónicos estables. Sin el EDTA, los iones metálicos habrían

permanecido inmóviles. Este mecanismo sinérgico es consistente con las observaciones de Xu et al. (2021), quienes demostraron que la movilización química es un prerrequisito indispensable para un transporte electrocinético exitoso.

En este contexto, el rol del tiempo de tratamiento, aunque estadísticamente significativo, adquiere una perspectiva secundaria en magnitud. El ANOVA confirmó su relevancia, pero su impacto fue menor en comparación con el drástico efecto de duplicar el voltaje. No obstante, se observó una tendencia numérica clara y consistente: prolongar el tratamiento de 24 a 36 horas siempre mejoró la eficiencia. Esta observación se alinea con los planteamientos de Sun et al. (2023), quienes subrayan la importancia de optimizar la duración del tratamiento para equilibrar la eficiencia de remoción con el consumo energético. Adicionalmente, la significancia de la interacción entre voltaje y tiempo revela un efecto sinérgico: el tiempo adicional de tratamiento es más "productivo" a un voltaje mayor, lo que refuerza la identificación de 20 V y 36 horas como la combinación óptima, logrando la máxima remoción para ambos metales.

No obstante, un análisis riguroso exige discutir las limitaciones observadas. Un aspecto crítico fue la considerable variabilidad entre las réplicas del tratamiento óptimo, donde las eficiencias para el Plomo, por ejemplo, fluctuaron entre 85.46% y 87.76%. Esta dispersión sugiere la influencia de la heterogeneidad inherente al sustrato. A escala de laboratorio, microvariaciones en la compactación del suelo o la distribución del contaminante pueden crear "camino preferenciales" para el transporte iónico. Esta complejidad es un desafío bien documentado en la remediación electrocinética, como señalan Wen et al. (2021), quienes afirman que la heterogeneidad del suelo puede afectar drásticamente la reproducibilidad de los resultados.

Considerando esta variabilidad, la optimización futura del proceso debe enfocarse en estrategias que homogenicen las condiciones dentro de la celda. Una técnica prometedora es la

inversión periódica de la polaridad de los electrodos para neutralizar los frentes de pH extremos que se forman y que pueden inmovilizar los metales. Esta mejora encuentra respaldo en trabajos como el de Boulakradeche et al. (2022), quienes reportaron eficiencias cercanas al 100% al combinar esta técnica con el control del pH.

La determinación y control del pH durante la experimentación es fundamental para interpretar el comportamiento de los metales Pb y Cd en el suelo. En condiciones de pH neutro a ligeramente ácido, ambos metales permanecen mayormente en forma iónica, lo que incrementa su movilidad y biodisponibilidad Obeng et al. (2024). El monitoreo del pH permitió asegurar que los tratamientos aplicados no generaran condiciones extremas que pudieran alterar la eficiencia del proceso. Un pH demasiado ácido habría incrementado el riesgo de dispersión de los metales, mientras que un pH alcalino habría favorecido su precipitación como hidróxidos o carbonatos, reduciendo la eficacia de la remoción.

Un aspecto clave de la investigación fue la caracterización del suelo proveniente de pasivos ambientales mineros, ya que estos presentan condiciones particulares de acidez, conductividad y presencia de fracciones iónicas de Pb y Cd que determinan su movilidad y biodisponibilidad Yang et al. (2022). En este sentido, la comparación entre el suelo simulado y las condiciones reportadas en estudios de campo evidencia que el modelo experimental se aproxima de manera adecuada a la problemática ambiental, permitiendo que los resultados obtenidos tengan validez técnica y aplicabilidad práctica. Esta aproximación fortalece la relevancia de los hallazgos, pues demuestra que la electrorremediación no solo es eficaz en condiciones de laboratorio, sino que también puede proyectarse hacia escenarios reales de contaminación minera.

La eficiencia óptima alcanzada con la combinación de 20 V y 36 h sugiere que la técnica es recomendable en casos donde se requiere una remoción rápida y significativa de metales pesados. la electrorremediación debe considerarse como una alternativa prioritaria en

situaciones de alta contaminación metálica, condiciones de acidez moderada y necesidad de resultados inmediatos, lo que la convierte en una herramienta estratégica para la recuperación de suelos afectados por pasivos mineros.

Finalmente, desde una perspectiva de desarrollo futuro, el mayor potencial reside en la combinación sinérgica de la biorremediación con técnicas biológicas, como la fitorremediación. Este enfoque híbrido podría ofrecer un tratamiento multifacético: una fase electroquímica para reducir la carga principal de contaminantes, seguida de una fase biológica para el tratamiento residual y la restauración de la salud del suelo. Este concepto es respaldado por estudios como el de Fan et al. (2024), quienes demostraron los beneficios de un sistema combinado. La configuración de estos enfoques integrales es clave para concebir una recuperación completa y sostenible de los sitios contaminados.

## CONCLUSIONES

**Primero.** Se simuló exitosamente un escenario de alta contaminación representativo de un pasivo ambiental minero crítico. La preparación de un sustrato de suelo con concentraciones controladas y homogéneas de 1500 mg/kg de Plomo y 500 mg/kg de Cadmio permitió establecer una base experimental robusta y reproducible para la evaluación rigurosa de la tecnología de electroremediación.

**Segundo.** Se demostró que tanto el voltaje como el tiempo de tratamiento, así como su interacción, ejercen un efecto estadísticamente significativo sobre la eficiencia del proceso. Sin embargo, el voltaje aplicado es el parámetro operativo con la influencia dominante, siendo el principal motor para la remoción de ambos metales.

**Tercero.** Se identificó que la combinación de un voltaje de 20 V durante un tiempo de 36 horas constituye la configuración operativa óptima dentro del marco experimental. Este tratamiento generó consistentemente las mayores eficiencias de remoción, logrando porcentajes de extracción máximos de 87.7% para Plomo y 87.0% para Cadmio.

**Cuarto.** La efectividad del modelo electroquímico fue validada estadísticamente, confirmando la hipótesis central de la investigación. Sin embargo, el estudio también reveló una limitación importante: una considerable variabilidad en los resultados entre las réplicas. Esto subraya que, si bien la tecnología es altamente eficaz, su rendimiento es sensible a la heterogeneidad del sustrato, apuntando a la necesidad de incorporar estrategias de optimización para mejorar la consistencia del proceso.

## RECOMENDACIONES

**Primera:** Realizar ensayos a escala piloto en sitios con pasivos ambientales reales. Es fundamental validar la eficiencia del modelo en condiciones de campo, donde la heterogeneidad del suelo, la presencia de co-contaminantes y las variaciones de humedad son más pronunciadas, para así evaluar su viabilidad operativa a gran escala.

**Segunda:** Investigar técnicas de optimización para mejorar la consistencia del proceso. Se recomienda estudiar la implementación de la inversión periódica de la polaridad de los electrodos, ya que esta técnica podría mitigar la formación de frentes de pH extremos y homogeneizar el campo eléctrico, reduciendo la variabilidad observada y aumentando la eficiencia general.

**Tercera:** Evaluar la viabilidad económica y el consumo energético del modelo. Futuros estudios deben incluir un análisis detallado del consumo de energía (kWh por metro cúbico de suelo tratado) para cada configuración, lo cual es crucial para determinar la relación costo-beneficio de la tecnología frente a otras alternativas de remediación.

**Cuarta:** Estudiar la recuperación y reutilización del agente quelante. Para mejorar la sostenibilidad del proceso, se aconseja investigar métodos para recuperar y reciclar el electrolito de EDTA post-tratamiento, lo que reduciría significativamente los costos de reactivos y minimizaría la generación de residuos líquidos.

**Quinta:** Se recomienda profundizar en la aplicación de la electrocinética debido a que la electrocinética ofrece un control preciso de parámetros operativos como voltaje, tiempo de aplicación y configuración de electrodos, lo que facilita su optimización en escenarios reales de pasivos ambientales. Además, su integración con fuentes de energía renovable, como la fotovoltaica, abre la posibilidad de implementar sistemas sostenibles y económicamente viables en regiones mineras como Arequipa.

**Sexta:** Explorar la implementación de sistemas de tratamiento híbridos. Se propone investigar la sinergia de la electroremediación con tecnologías como la fitorremediación o biorremediación. Un enfoque combinado, donde la electroremediación actúe como un tratamiento de choque inicial y una técnica biológica como fase de pulido y restauración, podría ofrecer una solución integral para la recuperación completa de los suelos contaminados.



## REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Acar, Y., & Alshawabkeh, A. (1993). Principles of electrokinetic remediation. *Environ. Sci. Technol.*, 27(13), 2638-2647. doi:10.1021/es00049a002
- Acuña, A., Pucci, G., Tonín, N., Wick, L., & Pucci, O. (2009). Electrobiorremediación. Una tecnología en desarrollo para la recuperación de suelos contaminados con hidrocarburos. 105, 82-85.
- Al-Swadi, H. A., Usman, A. R. A., Al-Farraj, A. S., Al-Wabel, M. I., Ahmad, M., & Al-Faraj, A. (2022). Sources, toxicity potential, and human health risk assessment of heavy metals-laden soil and dust of urban and suburban areas as affected by industrial and mining activities. *Scientific Reports*, 12(1) doi:10.1038/s41598-022-12345-8
- Arbañil, J. A. P. (2011). minería y contaminación ambiental en Piura. *Revista ECI Perú*
- Astudillo Tobar, C. A., & Herrera Figueroa, P. G. (2024). Evaluación del cadmio y plomo en suelo y forraje. Caso Colta, Penipe, Riobamba. <http://dspace.esPOCH.edu.ec/handle/123456789/22788>
- Atlas, R., & Bartha, R. (2002). *Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental* (Cuarta ed.). Madrid: Pearson Educación
- Bazan Baez, H. V., & Cristobal Arzapalo, L. I. (2019). Remoción de plomo mediante la electroremediación en los suelos de la zona agrícola Roma Baja, Carabayllo 2019. Repositorio Institucional -UCV. <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/53113>
- Bolt, G., Bruggenwert, M., & Kamphorst, A. (1978). Adsorption of Cations by Soil. En G. Bolt, & M. Bruggenwert (Edits.), *Soil Chemistry: Basic Elements* (págs. 54-90). Amsterdam: Elsevier

Boulakradeche, O. M., Merdoud, O., & Akretche, D. E. (2022). Enhancement of electrokinetic remediation of lead and copper contaminated soil by combination of multiple modified electrolyte conditioning techniques. *Environmental Engineering Research*, 27(4) doi:10.4491/eer.2021.167.

Cahuana, Lizardo, & Aduvire, Osvaldo. (2019). Bioacumulación de metales pesados en tejidos de vegetación acuática y terrestre evaluados en áreas donde existen pasivos ambientales mineros en el Perú. *Revista de Medio Ambiente y Minería*, 4(2), 19-36. Recuperado en 18 de octubre de 2022.

Cai, Z., Sun, Y., Deng, Y., Zheng, X., Chen, X., & Liu, Z. (2021). In situ electrokinetic remediation of the total and plant available cadmium in paddy agricultural soil using low voltage gradients at pilot and full scales. *Science of the Total Environment*, 785, 147277. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147277>

Castañeda-Restrepo, I., Salzar Giraldo, J. P., & López, J. E. (2022). Disponibilidad y niveles de contaminación de cadmio y plomo en cuatro suelos colombianos. Un análisis del riesgo a la salud humana y al ecosistema. *Respuestas*, 26(1). <https://doi.org/10.22463/0122820X.3029>

Chen, R., Yi, H., Li, M., Zhang, J., & Wu, L. (2023). Electrokinetic remediation of lead contaminated soil: Effect of different lead compounds and optimization of operational parameters. *Chemosphere*, 315, 137145. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137145>

Chen, R., Yi, H., Li, M., Zhang, J., & Wu, L. (2023). Electrokinetic remediation of lead contaminated soil: Effect of different lead compounds and optimization of operational parameters. *Chemosphere*, 315, 137145. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137145>

- Čičáková, C., Tóth, R., Horváthová, H., Drábik, A., Jurkovič, Ľ., & Kravchenko, D. (2022). Electroremediation in low-hydraulic conductivity zones – current stage of knowledge and small-scale laboratory experiment. [Elektroremediácia v zónach s nízkou hydraulickou vodivosťou – súčasný stav poznatkov a laboratórny experiment] *Mineralia Slovaca*, 54(1), 29-46. doi:10.56623/ms.2022.54.1.3.
- Convención de Minamata sobre el Mercurio. (2013). Convenio de Minamata sobre el Mercurio. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Convenio sobre la Diversidad Biológica. (1992). Convención sobre la Diversidad Biológica. Naciones Unidas.
- Congreso de la República del Perú. (2005). *Ley N° 28611, Ley General del Ambiente*.
- Díaz-Báez, M., Bustos, M., & Espinoza, A. (2004). Pruebas de toxicidad acuática: Fundamentos y métodos. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia
- Dong, X., Zhou, Y., Fan, Y., & Liu, R. (2023). Enhanced electrokinetic remediation of heavy metal contaminated soil using modified electrodes and optimized electric field. *Journal of Hazardous Materials*, 441, 129883. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.129883>
- Doroni, G. (2019). Environmental liabilities: A problem [inter-intra] generational. [Pasivos ambientales: un problema [inter-intra] generacional] *Prometeica*, (18), 47-58. doi:10.24316/prometeica.v0i18.249.
- FAO. (2015). Carta Mundial de Suelos revisada. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- Eash, N., Sauer, T., O'Dell, D., & Odoi, E. (2016). *Soil Science Simplified (Sixth ed.)*. New Jersey: Wiley Blackwell.
- Fan, L., Yuan, Q., Lu, Q., Zheng, C., Su, R., Liu, N., & Wu, J. (2024). Remediation of cadmium

contaminated soil using electrokinetic- phytoremediation system with rotary switching electrodes. *Environmental Geochemistry and Health*, 46(10), 375.  
<https://doi.org/10.1007/s10653-024-02162-5>

Felipe, J. V. A. (2021). *Manual de Prácticas con técnicas instrumentales de análisis físico-químico en laboratorios industriales*. Universidad Politécnica de Madrid.

García Hernández, L. (2010). *Simulación física y matemática de la electroremediación de suelos contaminados con metales pesados*.  
<http://200.57.56.70:8080/xmlui/handle/231104/4720>

Geleto, M. A., Forján, R., Arco-Lázaro, E., Covelo, E. F., Marcet, P., & Cerqueira, B. (2022). Influence of pyrolysis temperature and feedstock biomass on Cu<sup>2+</sup>, Pb<sup>2+</sup>, and Zn<sup>2+</sup> sorption capacity of biochar. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(12), 11857-11866. doi:10.1007/s13762-022-03989-0.

Gobierno de España. (1998). Ley 10/1998, de residuos.

Gobierno de España. (2005a). Ley 1/2005, de prevención y corrección de la contaminación del suelo.

Gobierno de España. (2005b). Real Decreto 9/2005, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios para la declaración de suelos contaminados.

Gobierno de España. (2007). Ley 26/2007, de Responsabilidad Medioambiental.

Gobierno de España. (2011). Ley 22/2011, de residuos y suelos contaminados.

Hillel, D. (2004). Salinity. En D. Hillel, C. Rosenzweig, D. Powlson, K. Scow, M. Singer, & D. Sparks (Edits.), *Encyclopedia of Soils in the Environment* (Vol. III, págs. 435- 442). USA: Academic Press

Instituto Nacional de estadística e informática. Anuario de estadísticas ambientales 2021.

ISSN 0013-9351.

Jaime Izquierdo Bautista. (2021). Determinación de la materia orgánica del suelo (MOS) por el método químico y por calcinación DOI: 10.25054/22161325.2527.

Jaramillo, D. (2002). Introducción a la ciencia del suelo. Colombia: Universidad Nacional de Colombia

Jiménez, R., & Navarro, J. (2017). Introducción a la contaminación de suelos. En R. Jiménez (Ed.), Introducción a la contaminación de suelos (págs. 1-21). Madrid: Mundi-Prensa.

Jocelyn Widmer, Lindsey Norgrove, Identifying candidates for the phytoremediation of copper in viticultural soils: A systematic review, Environmental Research, Volume 216, Part 2, 2023, 114518,

Juan Francisco Morales Arteaga, Anela Kaurin, Domen Lestan, Removal of toxic metals from sewage sludge by EDTA in a closed loop washing process, Chemosphere, Volume 307, Part 2, 2022, 135917, ISSN 0045-6535.

Kabata-Pendias, A. (2011). Trace Elements in Soils and Plants (Fourth ed.). Boca Raton: CRC Press

Lund, E. (2008). Measuring and Managing Soil Ph. En S. Logsdon, D. Clay, D. Moore, & T. Tsegaye (Edits.), Soil Science: Step-by-step Field Analysis (págs. 147-158). Madison: Soil Science Society of America.

Maria Lucelina Tarrillo Diaz. (2022) Análisis de los métodos más eficientes para la recuperación de suelos contaminados con relaves mineros producto de la actividad minera.

Michelle, S. (2014). Evaluación de procesos no convencionales de remediación de relaves

sulfurados de minería contaminados con cobre, zinc y plomo.

Epn.edu.ec.

<https://doi.org/T-IQ/0918/CD%205826>

MINAM. (2009). Decreto Supremo N° 012-2009-MINAM, que aprueba la Política Nacional del Ambiente.

MINAM. (2012). Resolución Ministerial N° 307-2012-MINAM.

MINAM. (2013). Decreto Supremo N° 002-2013-MINAM, Estándares de Calidad Ambiental para Suelo.

MINAM. (2014). Decreto Supremo N° 002-2014-MINAM, disposiciones para la aplicación gradual de los ECA para Suelo.

MINAM. (2015). Decreto Supremo N° 013-2015-MINAM.

MINAM. (2016). Resolución Ministerial N° 331-2016-MINAM.

MINAM. (2017). Decreto Supremo N° 012-2017-MINAM, que aprueba los Criterios para la Gestión de Sitios Contaminados.

MINAM. (2017). Resolución Ministerial N° 182-2017-MINAM.

Musilová, J., Franková, H., Lidiková, J., Chlpík, J., Vollmannová, A., Árvay, J., . . . Tóth, T. (2022). Impact of old environmental burden in the spiš region (slovakia) on soil and home-grown vegetable contamination, and health effects of heavy metals. *Scientific Reports*, 12(1) doi:10.1038/s41598-022-20847-8.

Naciones Unidas. (1992). Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo.

Navarro, G., & Navarro, S. (2013). *Química agrícola: química del suelo y de los nutrientes esenciales para las plantas* (Tercera ed.). Madrid, España: Mundi-Prensa.

Nedjimi, B. (2021). *Phytoremediation: A sustainable environmental technology for heavy*

- metals decontamination. *SN Applied Sciences*, 3(3) doi:10.1007/s42452-021-04301-4.
- Okoro, H. K., Alao, S. M., Pandey, S., Jimoh, I., Basheeru, K. A., Caliphs, Z., & Ngila, J. C. (2022). Recent potential application of rice husk as an eco-friendly adsorbent for removal of heavy metals. *Applied Water Science*, 12(12) doi:10.1007/s13201-022-01778-1.
- Parlamento Europeo y Consejo. (1996). Directiva 96/61/CE relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación.
- Pastel, S., Golakiya, B., Savalia, S., & Gajera, H. (2008). *A Glossary of Soil Sciences*. India: International Book Distributing Co
- Pérez Ramos, E. (2017). Disminución de la concentración de plomo en el suelo con la técnica de electroremediación en una celda construida en el laboratorio. <https://repositorio.uaaan.mx/xmlui/handle/123456789/42149>
- Porta, J., López-Acevedo, M., & Poch, R. (2014). *Edafología: Uso y protección de suelos* (Tercera ed.). Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Qiu, M., Liu, L., Ling, Q., Cai, Y., Yu, S., Wang, S., . . . Wang, X. (2022). Biochar for the removal of contaminants from soil and water: A review. *Biochar*, 4(1) doi:10.1007/s42773-022-00146-1.
- Rada, E. C., Andreottola, G., Istrate, I. A., Viotti, P., Conti, F., & Magaril, E. R. (2019). Remediation of soil polluted by organic compounds through chemical oxidation and phytoremediation combined with DCT. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(17) doi:10.3390/ijerph16173179.
- Raffa, C., Chiampo, F., & Shanthakumar, S. (2021). Remediation of soils contaminated with metals/metalloids: A brief review. *Applied Sciences*, 11(9), 4134. <https://doi.org/10.3390/app11094134>

- Rangel, Lilia, Miriam, Balagurusamy, N., Rangel, Lilia, Miriam, & Balagurusamy, N. (2015). Impacto del arsénico en el ambiente y su transformación por microorganismos. *Terra Latinoamericana*, 33(2), 103-118. [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0187-57792015000200103&script=sci\\_arttext](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0187-57792015000200103&script=sci_arttext)
- Rengel, Z. (2002). Role of pH in Availability of Ions in Soil. En Z. Rengel (Ed.), *Handbook of Plant Growth: pH as the Master Variable* (págs. 323-350). New York: Marcel Dekker.
- Rojas, M. A., & Vivanco Galván, O. A. (2017). Análisis de comunidades bacterianas asociadas a la rizósfera de especies vegetales de *Miconia zamorensis* y *Erato polymnoides* en suelos contaminados por metales pesados. [bachelorThesis]. <http://dspace.utpl.edu.ec/handle/20.500.11962/20868>
- Ruda de Schenquer, E., Mongiello, A., & Acosta, A. (2004). *Contaminación y salud del suelo*. Santa Fe, Argentina: Ediciones UNL
- Santos, C. I. A. V., Ribeiro, A. C. F., Silva, D. C., Lobo, V. M. M., Silva, P. S. P., Teijeiro, C., & Estesó, M. A. (2018). Electrokinetic soil remediation: An efficiency study in cadmium removal. *Kalman filtering techniques for radar tracking* (pp. 295-312) doi:10.1201/9781482273113.
- Sposito, G. (2008). *The Chemistry of Soils* (Second ed.). New York: Oxford University Press.
- 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, 165970. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165970>
- Susan, V. (2015). Estado del arte en la aplicación de tratamientos biotecnológicos para la degradación de residuos de efluentes matalmecánicos. Ucm.edu.co. <https://repositorio.ucm.edu.co/handle/10839/1483>

- Van der Perk, M. (2014). *Soil and Water Contamination (Second ed.)*. Boca Raton: CRC Press
- Volke, T., & Velasco, J. (2002). *Tecnologías de remediación para suelos contaminados*. México: INE-SEMARNAT.
- Wang, L., Chen, X., Yang, K., & Sun, Y. (2022). Experimental investigation of voltage gradient and treatment time effects on heavy metal removal during electrokinetic remediation. *Separation and Purification Technology*, 282, 120074. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.120074>
- Wen, D., Fu, R., & Li, Q. (2021). Removal of inorganic contaminants in soil by electrokinetic remediation technologies: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 401, 123345. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123345>
- Xiao, M., Xu, S., Yang, B., Zeng, G., Qian, L., Huang, H., & Ren, S. (2022). Contamination, source apportionment, and health risk assessment of heavy metals in farmland soils surrounding a typical copper tailings pond. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(21) doi:10.3390/ijerph192114264.
- Xu, H., Zhao, P., Ran, Q., Li, W., Wang, P., Luo, Y., Huang, C., Yang, X., Yin, J., & Zhang, R. (2021). Enhanced electrokinetic remediation of clay soils contaminated with cadmium by the addition of nitric acid, acetic acid, and EDTA: Effects on soil microecology. *Science of the Total Environment*, 772, 145029. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145029>
- Yan, K., & Chai, Z. (2024). Effect of voltage gradients on EK-PRB remediation: Experimental and molecular dynamics simulations. *Science Direct*. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0013935124009903>
- Yang, X., Cheng, B., Gao, Y., Zhang, H., & Liu, L. (2022). Heavy metal contamination assessment and probabilistic health risks in soil and maize near coal mines. *Frontiers in*

Public Health, 10 doi:10.3389/fpubh.2022.1004579.

Zhang, X., Zhang, X., Wang, S., & Zhao, S. (2022). Improved remediation of co-contaminated soils by heavy metals and PAHs with biosurfactant-enhanced soil washing. *Scientific Reports*, 12(1) doi:10.1038/s41598-022-07577-7.

Zhao, M., Song, C., Zhang, F., Jia, X., & Ma, D. (2023). New-style electrokinetic-adsorption remediation of cadmium-contaminated soil using double-group electrodes coupled with chitosan-activated carbon composite membranes. *Science of the Total Environment*, 904, 166919. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166919>

Zheng, X. -, Li, Q., Peng, H., Zhang, J. -, Chen, W. -, Zhou, B. -, & Chen, M. (2022). Remediation of heavy metal-contaminated soils with soil washing: A review. *Sustainability (Switzerland)*, 14(20) doi:10.3390/su142013058.

Costantini, E. A. C., & Mocali, S. (2022). Soil health, soil genetic horizons and biodiversity. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 185(1), 24–34. <https://doi.org/10.1002/jpln.202100437>

Xu, H., Zhao, P., Ran, Q., Li, W., Wang, P., Luo, Y., Huang, C., Yang, X., Yin, J. y Zhang, R. (2021). Remediación electrocinética mejorada de suelos arcillosos contaminados con Cd mediante la adición de ácido nítrico, ácido acético y EDTA: Efectos en la microecología del suelo. *The Science of the Total Environment*, 772, 145029. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145029> .

El-Alem, A., Hmaissia, A., Chokmani, K. y Cambouris, A. (2022). Estudio cuantitativo del efecto del contenido de agua en los parámetros de textura del suelo y la materia orgánica mediante espectroscopia de infrarrojo cercano (visible proximal). *Remote. Sens.* , 14, 3510. <https://doi.org/10.3390/rs14153510> .

Madadi, R., Kachoueiyan, F. y De-La-Torre, G. (2023). Efecto del potencial redox en las fases

- de unión de metales pesados en sedimentos estuarinos: Estudio de caso del estuario de Musa. *Boletín de contaminación marina*, 195, 115565.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115565> .
- Wang, Q., Zhang, G., Zhang, C., Xu, F., Zhang, Y., Fu, W., Liu, J. y Li, J. (2024). Mineralización mejorada de contaminantes orgánicos mediante vías de transformación alternativas mediadas por hidrógeno atómico. *Ciencia y tecnología ambiental*.  
<https://doi.org/10.1021/acs.est.4c02545> .
- Raffa, C., Chiampo, F. y Shanthakumar, S. (2021). Remediación de suelos contaminados con metales/metaloideos: Una breve revisión. *Applied Sciences*, 11, 4134.  
<https://doi.org/10.3390/APP11094134> .
- Obeng, S., Kulhánek, M., Balík, J., Černý, J. y Sedlář, O. (2024). Manganeso: del suelo a la salud humana: una visión general completa de su importancia biológica y ambiental. *Nutrientes*, 16. <https://doi.org/10.3390/nu16203455> .
- Campillo-Cora, C., Conde-Cid, M., Arias-Estévez, M., Fernández-Calviño, D., y Alonso-Vega, F. (2020). Adsorción específica de metales pesados en suelos: experimentos individuales y competitivos. *Agronomía*. <https://doi.org/10.3390/agronomy10081113>
- Gao, X., Rodrigues, S., Spielman-Sun, E., Lopes, S., Rodrigues, S., Zhang, Y., Avellan, A., Duarte, R., Duarte, A., Casman, E., y Lowry, G. (2019). Efecto de la materia orgánica del suelo, el pH del suelo y el contenido de humedad en la solubilidad y la tasa de disolución de nanopartículas de CuO en el suelo. *Environmental science & technology*, 53(9), 4959-4967. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07243> .
- He, L., Wang, S., Liu, M., Chen, Z., Xu, J. y Dong, Y. (2023). Transporte y transformación de metales atmosféricos en ecosistemas: Una revisión. *Revista de Avances en Materiales Peligrosos*. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100218> .

- Camacho, J. (2021). Electrobiorremediación de suelos contaminados., 297-313.  
[https://doi.org/10.1007/978-3-030-68140-1\\_12](https://doi.org/10.1007/978-3-030-68140-1_12) .
- Fernández-Mateo, R., García-Sánchez, P., Ramos, A., y Morgan, H. (2024). Electroósmosis de concentración-polarización para fraccionamiento de partículas. Laboratorio en un chip.  
<https://doi.org/10.1039/d4lc00081a> .
- Yeung, A., y Gu, Y. (2011). Una revisión de técnicas para mejorar la remediación electroquímica de suelos contaminados. Revista de materiales peligrosos, 195, 11-29.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.08.047>.
- Wick, L., Buchholz, F., Fetzer, I., Kleinstüber, S., Härtig, C., Shi, L., Miltner, A., Harms, H. y Pucci, G. (2010). Respuestas de las comunidades microbianas del suelo a campos eléctricos débiles. La ciencia del medio ambiente total, 408 20, 4886-93.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.06.048> .
- Souza, F., Sáez, J., Llanos, J., Lanza, M., Cañizares, P. y Rodrigo, M. (2016). Remediación electrocinética con energía solar para el tratamiento de suelos contaminados con el herbicida 2,4-D. Electrochimica Acta, 190, 371-377.  
<https://doi.org/10.1016/J.ELECTACTA.2015.12.134> .
- Rodríguez, E., Martínez, F., & Leguey, V. (2021). Remediación electrocinética con energía solar para el tratamiento de suelos contaminados con compuestos orgánicos., 501-533.  
[https://doi.org/10.1007/978-3-030-68140-1\\_20](https://doi.org/10.1007/978-3-030-68140-1_20) .
- Chen, F., Zhang, Q., J., Zhu, Q., Wang, Y. y Liang, H. (2021). Remediación eficaz de suelos co-contaminados con metales orgánicos mediante un proceso mejorado de biorremediación electrocinética. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 15, 1-10. <https://doi.org/10.1007/s11783-021-1401-y>
- Kim, J., Zhu, P., Chen, F., Wu, Z., Cullen, D. y Wang, H. (2022). Recuperación de pérdidas

de carbono en la electrólisis de CO<sub>2</sub> mediante un reactor de electrolito sólido. *Nature Catalysis* , 5, 288-299. <https://doi.org/10.1038/s41929-022-00763-w> .

Carrasco Espejel, A. P. (2022). *Efecto de los incendios forestales en las propiedades del suelo* (Tesis de Maestría). Universidad Autónoma Chapingo.



## ANEXOS

### ANEXO 1. Informe de Ensayo de Laboratorio

UNIVERSIDAD CATOLICA DE SANTA MARIA FACULTAD DE CIENCIAS FARMACEUTICAS, BIOQUIMICAS Y BIOTECNOLOGICAS LABORATORIO DE ENSAYO Y CONTROL DE CALIDAD	
Urb. San José S/N Unacode CAMPUS UNIVERSITARIO H-206/205 ☎ + 51 54 302038 ANEXO 1160 ✉ laboratoriodeensayo@ucsm.edu.pe 🌐 http://www.ucsm.edu.pe 📍 Aptdo. 1350 AREQUIPA - PERÚ	
INFORME DE ENSAYO N° ANA12K24.005484	
<b>INFORMACIÓN PROPORCIONADA POR EL CLIENTE</b>	
Nombre del cliente	: Josué Cano Rosado
Dirección del cliente	: Urb. San Agustín F4 Paucarpata
RUC	: No corresponde
Identificación del contacto	: Josué Cano Rosado
Descripción de la muestra	: Suelo 20V36H
<b>INFORMACIÓN DEL ENSAYO</b>	
Condición del muestreo	: Por el cliente
Tamaño de muestra	: 200 g
Fecha de recepción	: 12/11/2024
Fecha de ejecución de ensayo	: 12/11/2024 al 18/11/2024
Fecha de emisión de informe	: 20/11/2024
Página	: 2 de 2
<b>OBSERVACIONES:</b>	
- La información proporcionada por el cliente es de responsabilidad exclusiva del mismo.	
- El muestreo, las condiciones de muestreo, tratamiento previo y transporte de la muestra hasta el ingreso al LECC son responsabilidad del solicitante y los resultados emitidos en el presente informe se refieren a la muestra tal como se recibió.	
- Los resultados emitidos en el presente informe se relacionan únicamente a las muestras ensayadas y no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce. Este documento no debe ser reproducido, sin autorización escrita del Laboratorio de Ensayo y Control de Calidad	
 D.F. Ricardo A. Abril Ramirez COPDA 00824 ESPECIALISTA EN CONTROL DE CALIDAD LECC	
	



UNIVERSIDAD CATOLICA DE SANTA MARIA  
FACULTAD DE CIENCIAS FARMACEUTICAS, BIOQUIMICAS Y BIOTECNOLOGICAS  
LABORATORIO DE ENSAYO Y CONTROL DE CALIDAD

Urb. San José S/N Unicafca CAMPUS UNIVERSITARIO 11204/205 ☎ + 51 54 30208 ANEXO 1108  
laboratoriodeensayo@ucsm.edu.pe | http://www.ucsm.edu.pe | 20 Años 1300  
AREQUIPA - PERU



INFORME DE ENSAYO N° ANA12K24.005484

INFORMACIÓN PROPORCIONADA POR EL CLIENTE

Nombre del cliente : Josué Cano Rosado  
Dirección del cliente : Urb. San Agustín F4 Paucarpata  
RUC : No corresponde  
Identificación del contacto : Josué Cano Rosado  
Descripción de la muestra : Suelo 20V36H

INFORMACIÓN DEL ENSAYO

Condición del muestreo : Por el cliente  
Tamaño de muestra : 200 g  
Fecha de recepción : 12/11/2024  
Fecha de ejecución de ensayo : 12/11/2024 al 18/11/2024  
Fecha de emisión de informe : 20/11/2024  
Página : 1 de 2

I. ANÁLISIS FÍSICO - QUÍMICO:

DETERMINACIÓN DE METALES TOTALES

Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic  
Emission Spectrometry EPA Method 200.7 Rev. 4.4 1994

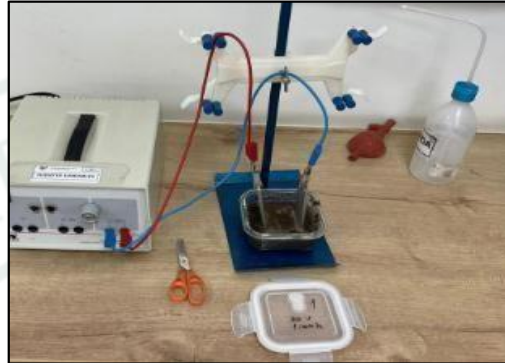
ANÁLISIS	UNIDADES	RESULTADO
Ag	mg/kg	0,000
Al	mg/kg	303,150
As	mg/kg	0,068
B	mg/kg	0,060
Ba	mg/kg	0,030
Be	mg/kg	0,008
Ca	mg/kg	15,308
Cd	mg/kg	0,015
Co	mg/kg	0,023
Cr	mg/kg	0,030
Cu	mg/kg	0,930
Fe	mg/kg	414,525
K	mg/kg	205,950
Li	mg/kg	0,083
Mg	mg/kg	3,713
Mn	mg/kg	0,180
Mo	mg/kg	0,143
Na	mg/kg	196,350
Ni	mg/kg	0,915
P	mg/kg	11,925
Pb	mg/kg	0,008
Sb	mg/kg	0,053
Se	mg/kg	0,045
Si	mg/kg	6019,500
Sr	mg/kg	0,053
Sr	mg/kg	0,058
Ti	mg/kg	56,138
Tl	mg/kg	0,008
V	mg/kg	0,008
Zn	mg/kg	1,560

Código: LECC-158WF-062F ED:01 Fecha de Aprobación: 2022-08-16 Aprobación por: DT

## **ANEXO 2. Evidencia Fotográfica**

### **Anexo 2.1**

#### *Configuración del Sistema*



### **Anexo 2.2**

#### *Electroremediación*



### Anexo 2.3

*Medición de Valores*



### Anexo 2.4

*Acetato de Plomo Diluido*

