



EDITORIAL
NÁVEGANTE



ALTERNATIVAS BASADAS EN LA NATURALEZA PARA LA RECUPERACIÓN DE ECOSISTEMAS DEGRADADOS POR MINERÍA AURÍFERA BAJO UN ENFOQUE DE ECONOMÍA CIRCULAR

Editado por:
José Luis Marrugo Negrete
Roberth de Jesús Paternina Uribe
Amado Navarro Frómata



ALTERNATIVAS BASADAS EN LA
NATURALEZA PARA LA RECUPERACIÓN DE
ECOSISTEMAS DEGRADADOS POR MINERÍA
AURÍFERA BAJO UN ENFOQUE DE ECONOMÍA
CIRCULAR

Editado por:

José Luis Marrugo Negrete

Roberth de Jesús Paternina Uribe

Amado Navarro Frómata



EDITORIAL
NAVEGANTE

Todas nuestras publicaciones son sometidas a revisión doble-ciego de pares académicos (Peer Review Double Blinded).

Esta publicación cuenta con licencia Creative Commons Reconocimiento - NoComercial - SinObraDerivada 3.0 Unported License.



ISBN 978-628-7736-30-6



2024

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.14826208>

Editado por:

© Editorial Navegante

Cra 22 N° 35-40 Oficina 217, Edificio Apolo, Bucaramanga, Colombia

www.editorialnavegante.com

Esta obra fue financiada con recursos del Fondo de Ciencia, Tecnología e Innovación - FCTel del Sistema General de Regalías - SGR a través del proyecto *Implementación de una estrategia sostenible en la recuperación de ecosistemas degradados y contaminados con mercurio generado por la minería aurífera en los departamentos de Córdoba, Sucre y Chocó* con código BPIN 2020000100055.

ALTERNATIVAS BASADAS EN LA
NATURALEZA PARA LA RECUPERACIÓN DE
ECOSISTEMAS DEGRADADOS POR MINERÍA
AURÍFERA BAJO UN ENFOQUE DE ECONOMÍA
CIRCULAR

Editado por:

José Luis Marrugo Negrete

Roberth de Jesús Paternina Uribe

Amado Navarro Frómeta



EDITORIAL
NAVEGANTE

AUTORES

José Luis Marrugo Negrete

Correo: jmarrugo@correo.unicordoba.edu.co

Perfil: Ingeniero Químico de la Universidad Nacional de Bogotá y Doctor en Ciencias Químicas de la Universidad del Valle, cuenta con más de 100 publicaciones científicas, en la actualidad dirige diferentes proyectos de investigación para el Ministerio de Ambiente, DPS (SGR), ha sido director de un gran número de proyectos de investigación y extensión. Cuenta con más de 20 de años de experiencia en investigación, sus áreas de interés centran en el estudio de la dinámica de contaminantes tóxicos y potencialmente tóxicos en el ambiente y sus implicaciones en la salud humana, es experto nacional e internacional sobre mercurio. Profesor de tiempo completo en el Departamento de Química de la Universidad de Córdoba, líder del grupo de Aguas, Química Aplicada y Ambiental de la misma universidad y categorizado como Investigador Senior de Minciencias.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3181-7529>

Afiliación: Universidad de Córdoba

Roberth de Jesús Paternina Uribe

Correo: rpaternina@correo.unicordoba.edu.co

Perfil: Químico Farmacéutico de la Universidad de Cartagena y Magíster en Ciencias Ambientales de la Universidad de Córdoba, cuenta con amplia experiencia en metodologías de análisis químico, en dirección, coordinación y liderazgo de proyectos y equipos de trabajo para investigación básica y aplicada, es director del Laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental. Sus áreas de investigación en salud pública incluyen la evaluación de riesgos a la salud humana por exposición a sustancias tóxicas. Cuenta con más de 20 publicaciones científicas. Profesor de tiempo completo en el Departamento de Regencia y Farmacia de la Universidad de Córdoba, colíder del grupo de Aguas, Química Aplicada y Ambiental de la misma universidad y categorizado como Investigador Asociado de Minciencias.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1994-0225>

Afiliación: Universidad de Córdoba

Amado Navarro-Frómata

Correo: navarro4899@gmail.com

Perfil: Profesor-investigador. Licenciado en Química, Doctor en Ciencias Químicas, con una amplia trayectoria internacional en investigación, Coeditor de diferentes libros resultado de investigación de Springer, Taylor and Francis y otros. Sus áreas de interés se centran en el estudio de los contaminantes orgánicos prioritarios y emergentes, las tecnologías para su tratamiento y las metodologías analíticas para su determinación. Cuenta con alrededor de 20 publicaciones científicas y amplia experiencia en dirección de proyectos de investigación. Es un experto internacional en humedales de tratamiento.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4827-0670>

Afiliación: Universidad Tecnológica de Izúcar de Matamoros

Elvia Valeria Durante Yáñez

Correo: evdurante@correo.unicordoba.edu.co

Perfil: Ingeniera Ambiental y Magíster en Ciencias Ambientales de la Universidad de Córdoba, integrante del Grupo de Aguas Química, Aplicada y Ambiental, sus áreas de interés son las tecnologías limpias para remediación sostenible de suelos y agua como la fitorremediación y electrocoagulación. También, presenta estudios sobre la incidencia de elementos potencialmente tóxicos productos de la minería aurífera en la salud pública y ambiental.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8417-7353>

Afiliación: Universidad de Córdoba

Marisol Laza Durante

Correo: marisollazad@correo.unicordoba.edu.co

Perfil: Ingeniera Agrónomo de la Universidad de Córdoba y estudiante de maestría en ciencias ambientales, interesada en procesos de fitorremediación y biodisponibilidad de elementos potencialmente tóxicos. Hace parte del grupo de Aguas, Química aplicada y Ambiental de la Universidad de Córdoba

ORCID: <https://orcid.org/0009-0005-8279-8697>

Afiliación: Universidad de Córdoba

María José Caraballo Laza

Correo: mcaraballolaza@correo.unicordoba.edu.co

Perfil: Bióloga con maestría en ciencias ambientales, con experiencia en investigación científica. Integrante del Grupo de Aguas Química, Aplicada y Ambiental, sus áreas de interés son remediación sostenible de suelos como la fito-

rremediación, bajo el esquema de soluciones basadas en la naturaleza y el uso de estrategias sostenibles como el compostaje.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1971-0929>

Afiliación: Universidad de Córdoba

Eunice Ester Tapia Contreras

Correo: etapiacontreras@correo.unicordoba.edu.co

Perfil: Bióloga, Magister en Ciencias Ambientales, egresada de la universidad de Córdoba. Investigadora del Grupo de Aguas, Química Aplica y Ambiental de la Universidad de Córdoba, con experiencia en recolección de información para la adaptación y mitigación de contaminantes ambientales, y en toma y custodia de muestras ambientales; experiencia en recolección de información socioeconómica para la construcción de línea base en comunidades. Con experiencia en recolección e identificación de vegetación en suelos degradados por minería para la implementación de tecnologías limpias como procesos de fitorremediación.

ORCID: <https://orcid.org/0009-0007-9243-797X>

Afiliación: Universidad de Córdoba

Mauricio José Rosso Pinto

Correo: mauriciorossop@correo.unicordoba.edu.co

Perfil: Ingeniero Ambiental con maestría en ciencias ambientales, Docente de planta de la facultad de Ingenierías de la Universidad de Córdoba. Estudiante de Doctorado e integrante del Grupo de Aguas Química Aplicada y Ambiental. Profesor del departamento de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Córdoba. Experiencia investigativa en modelación de contaminantes en el ambiente y formulación de proyectos ambientales, ha desarrollado su experiencia en conjunto con el investigador principal del presente proyecto.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3919-4127>

Afiliación: Universidad de Córdoba

Germán Holland Enamorado Montes

Correo: Genamoradomontes@correo.unicordoba.edu.co

Perfil: Químico y magíster en Ciencias Ambientales de la Universidad de Córdoba, se ha interesado en el estudio de los contaminantes en el medio acuático y en el tratamiento de contaminantes empleando tecnologías limpias como la fitorremediación y la fotocatálisis. Se encuentra categorizado como Investigador

Asociado de Minciencias bajo el grupo de Aguas, Química Aplicada y Ambiental de la Universidad de Córdoba.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5718-3456>

Afiliación: Universidad de Córdoba

Iván David Urango Cárdenas

Correo: ivanurango@correo.unicordoba.edu.co

Perfil: Químico y magíster en Ciencias Ambientales de la Universidad de Córdoba, su área de trabajo es la química analítica y la química ambiental, ha desarrollado múltiples investigaciones sobre el comportamiento de los metales tóxicos en el medio acuático y terrestre, así como las tecnologías para su tratamiento. Es profesor catedrático en el Departamento de Química de la Universidad de Córdoba, categorizado como Investigador Asociado de Minciencias bajo el grupo de Aguas, Química Aplicada y Ambiental de la Universidad de Córdoba

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5430-9244>

Afiliación: Universidad de Córdoba

Saudith María Burgos Núñez

Correo: smburgos@correo.unicordoba.edu.co

Perfil: Químico y magíster en Ciencias Ambientales de la Universidad de Córdoba, se ha interesado en la química analítica enfocándose en los contaminantes orgánicos, ha estudiado su dinámica en el medio acuático y en el suelo, así como sus implicaciones en la biota, es profesor catedrático en el Departamento de Química de la Universidad de Córdoba e investigador del grupo de Aguas, Química Aplicada y Ambiental de la misma universidad.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9287-3508>

Afiliación: Universidad de Córdoba

Mario Alberto Viña Pico

Correo: mvinapico@correo.unicordoba.edu.co

Perfil: Ingeniero Agrónomo, magíster en Ciencias Ambientales, integrante del Grupo de Aguas Química Aplicada y Ambiental, con experiencia en procesos de investigación y publicaciones científicas. Sus áreas de interés son las tecnologías limpias para remediación sostenible de suelos y Soluciones Basadas en la Naturaleza para ecosistemas degradados.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6360-6734>

Afiliación: Universidad de Córdoba

Adriana Marcela Obaji Bernal

Correo: aobajibernal@correo.unicordoba.edu.co

Perfil: Ingeniera Ambiental, especialista en Sistemas Integrados de Gestión HSEQ. Integrante del Grupo de Investigación en Aguas, Química Aplicada y Ambiental, con experiencia en recolección y análisis de información de carácter ambiental relacionado con actividades mineras, su influencia en la salud de la población y la remediación sostenible de suelos.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2120-1226>

Afiliación: Universidad de Córdoba

Katherine Romero Pimienta

Correo: karopi10.93@hotmail.com

Perfil: Ingeniera Ambiental. Con experiencia en la implementación de planes de calidad y planes de manejo ambiental en diferentes proyectos de vivienda de interés social rural del MVCT y el sector privado.

ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-1613-1881>

Afiliación: Universidad de Córdoba

Diana Marcela Ossa Henao

Correo: ossaster@gmail.com

Perfil: Bióloga, magister y doctora en Biotecnología de la Universidad Estadual Paulista. Ha investigado en áreas de biolixiviación de minerales de interés económico, valorización y caracterización de residuos agroindustriales, compostaje y biodigestión. Categorizado como IVD de Minciencias, pertenece al grupo de Aguas, Química Aplicada y Ambiental.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9446-003X>

Afiliación: Universidad de Córdoba

David Antonio Navas Nemes

Correo: david.navasnemes@fao.org

Perfil: Ingeniero agrónomo con más de 30 años implementando proyectos productivos en toda Colombia, desarrollando actividades para Agencias del Sistema de la Naciones Unidas como FAO, PNUD, UNDOC y el PMA. Durante los últimos años ha trabajado para la Universidad de Córdoba en proyectos de restauración de áreas degradadas por minería y agroecosistemas diversos.

ORCID: <https://orcid.org/0009-0009-0619-6079>

Afiliación: Universidad de Córdoba

Luisa Fernanda Mercado Tobio

Correo: lmercadotobio@correo.unicordoba.edu.co

Perfil: Biólogo de la Universidad de Córdoba y estudiante de maestría en ciencias ambientales, integrante del grupo de Aguas, Química Aplicada y Ambiental de la Universidad de Córdoba. Su área de interés es la aplicación de humedales construidos o artificiales como estrategia de fitorremediación, como una solución basada en la naturaleza.

ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-0938-1294>

Afiliación: Universidad de Córdoba

Jairo Tadeo Soto Durango

Correo: jdsotodurango@correo.unicordoba.edu.co

Perfil: Químico de la Universidad de Córdoba, joven investigador del grupo de investigación Aguas Química Aplicada y Ambiental, se ha interesado por las tecnologías basadas en la naturaleza para remediación de suelo y agua.

ORCID: <https://orcid.org/0009-0005-0299-9780>

Afiliación: Universidad de Córdoba

ÍNDICE

ÍNDICE DE TABLAS.....	15
ÍNDICE DE FIGURAS	16
PRÓLOGO.....	19
INTRODUCCIÓN	21

CAPÍTULO I

PASIVOS AMBIENTALES POR MINERÍA AURÍFERA EN EL DEPARTAMENTO DE CÓRDOBA	23
---	----

Durante-Yáñez. E.V, Laza-Durante. M, Caraballo-Laza. M. J, Tapia-Contreras. E.E, Rosso-Pinto. M, Enamorado-Montes. G.H, Paternina-Uribe. R y Marrugo-Negrete. J.L.

CAPÍTULO II

LA FITORREMEDIACIÓN COMO ALTERNATIVA PARA LA RECUPERACIÓN DE SUELOS AFECTADOS POR MINERÍA AURÍFERA EN COLOMBIA: CASO DE ESTUDIO AYAPEL, CÓRDOBA.....	51
---	----

Obaji-Bernal. A. M., Viña-Pico. M. A., Enamorado-Montes. G.H., Burgos- Núñez. S., Urango- Cárdenas. I.D, Paternina-Uribe. R., Marrugo-Negrete. J.L

CAPÍTULO III

EVALUACIÓN DE MATERIALES ORGÁNICOS
E INORGÁNICOS PARA LA INMOVILIZACIÓN DE Pb, Cd,
As Y Hg EN SUELOS CONTAMINADOS 99

Obaji-Bernal. A. M., Romero-Pimienta. K., Burgos-Núñez S.M.
Urango- Cárdenas. I.D., Marrugo-Negrete. J. L.

CAPÍTULO IV

VALORIZACIÓN DE BIOMASA ACUÁTICA
CONTAMINADA CON MERCURIO PROVENIENTE
DE CUERPOS DE AGUA DE LA MOJANA,
EN EL DEPARTAMENTO DE SUCRE, MEDIANTE
LA TÉCNICA DE COMPOSTAJE 125

Caraballo-Laza. M.J., Laza-Durante. M., Durante-Yáñez. E. V., Ossa-
Henao. D. M., Navas-Nemes. D.A., Tapia-Contreras. E.E, Viña-Pico.
M.A, Marrugo- Negrete. J. L., Paternina-Uribe. R

CAPÍTULO V

HUMEDALES DE TRATAMIENTO
PARA LA RESTAURACIÓN DE SUELOS MINEROS
Y EL SECUESTRO DE CARBONO 165

Soto-Durango J.T., Mercado-Tobio L.F, Burgos-Núñez, S.M, Enamorado-
Montes G.H., Viña-Pico M.A, Caraballo M.J, Marrugo-Negrete J.L.
,Paternina-Uribe R., Navarro-Frómata A

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. <i>Plantas utilizadas para la fitorremediación de metales pesados en suelo</i>	<i>60</i>
Tabla 2.2. <i>Resultados físicos y químicos de los suelos en los muestreos realizados</i>	<i>74</i>
Tabla 2.3. <i>Concentraciones de Hg-T ($\mu\text{g}/\text{kg}$) antes y después del proceso de fitorremediación</i>	<i>77</i>
Tabla 3.1. <i>PH y Potencial Redox de los lixiviados obtenidos.....</i>	<i>114</i>
Tabla 4.1. <i>Relación de las mezclas en cada tratamiento</i>	<i>132</i>
Tabla 4.2. <i>Resultados del balance de masas para los tratamientos.....</i>	<i>148</i>
Tabla 4.3. <i>Caracterización y composición del composts.....</i>	<i>152</i>
Tabla 5.1. <i>Diseño de Experimentos para los Humedales de Tratamiento.....</i>	<i>173</i>

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. <i>Desarrollo de actividades de minería artesanal en el municipio de Ayapel, Córdoba</i>	30
Figura 1.2. <i>Área de estudio ubicada en el DMI del complejo de humedales de Ayapel</i>	35
Figura 1.3. <i>Toma de muestras de suelo</i>	36
Figura 1.4. <i>Suelos del área de estudio</i>	39
Figura 2.1. <i>Área objeto de la fitorremediación</i>	62
Figura 2.2. <i>Especies vegetales utilizadas en el proceso de fitorremediación</i>	63
Figura 2.3. <i>Área objeto de fitorremediación</i>	66
Figura 2.4 <i>Especies vegetales encontradas antes y después del proceso de fitorremediación</i>	71

Figura 2.5.	
<i>Cobertura vegetal espontanea en el área de estudio</i>	73
Figura 3.1.	
<i>Montaje de columnas realizado</i>	108
Figura 3.2.	
<i>Parámetros fisicoquímicos de los materiales</i>	110
Figura 3.3.	
<i>Porcentajes de retención de Cd, Hg, Pb y As en los materiales</i>	111
Figura 4.1.	
<i>Comportamiento de la temperatura durante el proceso de compostaje de cada tratamiento</i>	138
Figura 4.2.	
<i>Comportamiento del pH durante el proceso de compostaje de cada tratamiento</i>	141
Figura 4.3.	
<i>Comportamiento de la conductividad eléctrica durante el proceso de compostaje de cada tratamiento</i>	143
Figura 4.4.	
<i>Porcentaje de pérdida de biomasa en los tratamientos al finalizar el proceso de compostaje</i>	144
Figura 4.5.	
<i>Concentraciones de HgT al inicio y final del proceso de compostaje</i>	146
Figura 4.6.	
<i>Fraccionamiento del Hg en el compost de los diferentes tratamientos</i>	150
Figura 5.1.	
<i>Biomasa de las plantas en los sistemas evaluados</i>	180
Figura 5.2.	
<i>Valores medios de las variables fisicoquímicas en el agua de los HTs</i>	182

Figura 5.3.
*Valores medios de las variables fisicoquímicas en el suelo
de los HTs.....183*

Figura 5.4.
Remociones de metales pesados en suelos.....186

Figura 5.5.
*Captura de carbono en humedales de tratamiento
con y sin adición de biocarbón.....190*

PRÓLOGO

La actividad minera, en particular la extracción de oro ha sido un motor de desarrollo económico y tecnológico durante siglos. Sin embargo, también ha dejado una profunda huella en los ecosistemas donde se ha llevado a cabo, generando impactos significativos en los suelos, cuerpos de agua, biodiversidad y comunidades humanas que dependen de estos entornos. Enfrentar esta problemática requiere enfoques innovadores, integradores y sostenibles que no solo remedien los daños causados, sino que también promuevan nuevos modelos de interacción entre las sociedades humanas y los ecosistemas.

Este libro, titulado *Alternativas Basadas en la Naturaleza para la Recuperación de Ecosistemas Degradados por Minería Aurífera bajo un Enfoque de Economía Circular*, responde a esa necesidad. A través de un análisis interdisciplinario, se presentan soluciones basadas en la naturaleza (SbN) que integran principios de la economía circular para abordar de manera efectiva la restauración de ecosistemas afectados por actividades mineras. Este enfoque se fundamenta en la idea de que los sistemas naturales poseen una capacidad intrínseca para regenerarse, y que las acciones humanas pueden y deben alinearse con estos procesos para maximizar su eficacia y sostenibilidad.

El contenido que se despliega en las páginas de este libro es resultado de años de investigación, trabajo de campo y colaboración con comunidades locales, instituciones académicas y organizaciones ambientales. Se desta-

can experiencias exitosas, innovaciones tecnológicas y estudios de caso que ilustran cómo las SbN pueden transformar pasivos ambientales en activos regenerativos, promoviendo una transición hacia modelos económicos que priorizan la resiliencia y la sostenibilidad a largo plazo.

En este contexto, el enfoque de economía circular se convierte en un aliado esencial. Al replantear la manera en que gestionamos los recursos naturales, este modelo busca cerrar los ciclos de materiales, minimizando los residuos y reintegrando subproductos en cadenas de valor. En los procesos de restauración ambiental, esta visión amplía las posibilidades al generar oportunidades para el desarrollo económico local, como el aprovechamiento de biomasa vegetal contaminada para la producción de revitalizadores ecológicos.

Este libro es, además, un llamado a la acción colectiva. Más allá de su contribución académica, busca inspirar a tomadores de decisiones, líderes comunitarios y profesionales de diversas disciplinas a adoptar enfoques más audaces y colaborativos para enfrentar los desafíos ambientales de nuestro tiempo. La recuperación de ecosistemas degradados no solo es una obligación ética, sino una oportunidad única para redefinir nuestra relación con el planeta y garantizar un futuro más equilibrado para las generaciones venideras.

Invito al lector a sumergirse en estas páginas, a reflexionar sobre las propuestas aquí expuestas y, sobre todo, a ser parte del cambio que el mundo necesita. Que este libro sea una herramienta para la acción y una fuente de esperanza en el camino hacia la restauración y la sostenibilidad ambiental.

José Luis Marrugo Negrete

INTRODUCCIÓN

El libro *Alternativas basadas en la naturaleza para la recuperación de ecosistemas degradados por minería aurífera bajo un enfoque de economía circular* tiene como enfoque principal analizar de manera detallada los Pasivos Ambientales Mineros (PAM) en Colombia, con énfasis en la problemática derivada de la minería aurífera en distintas zonas del país. A través de una serie de capítulos específicos, se abordan temas que van desde la descripción de los PAM y su genealogía, hasta el análisis descriptivo de la contaminación ambiental generada por la minería aurífera en áreas como el departamento de Córdoba, la subregión de La Mojana y el departamento de Chocó, con un estudio de caso en el municipio de Ayapel, Córdoba. Además, se exploran estrategias de remediación como la fitorremediación, el uso de humedales construidos, la valorización de biomasa contaminada a través de compostaje, y la integración de principios de economía circular en los procesos de remediación de suelos. El libro busca proporcionar una comprensión holística de los desafíos ambientales presentes en la minería aurífera colombiana y presentar alternativas prácticas para abordar y mitigar los impactos adversos en el entorno natural y las comunidades afectadas.

CAPÍTULO I

PASIVOS AMBIENTALES POR MINERÍA AURÍFERA EN EL DEPARTAMENTO DE CÓRDOBA

ENVIRONMENTAL LIABILITIES OF GOLD MINING IN THE DEPARTMENT OF CÓRDOBA

Durante-Yáñez. E.V¹², Laza-Durante. M², Caraballo-Laza. M. J²,
Tapia- Contreras. E.E², Rosso-Pinto. M¹, Enamorado-Montes.
G.H², Paternina-Urbe. R³ y Marrugo-Negrete. J.L².

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.14825732>

1 Programa de Ingeniería Ambiental, Departamento de Ingeniería Ambiental, Universidad de Córdoba.

2 Programa de Química, Departamento de Química, Grupo de Investigación en Aguas, Química Aplicada y Ambiental, Universidad de Córdoba.

3 Programa de Regencia y Farmacia, Departamento de Regencia y Farmacia, Universidad de Córdoba.

*Autor por correspondencia: jmarrugo@correo.unicordoba.edu.co

Resumen

Los pasivos ambientales surgen como consecuencia de actividades humanas, representando una deuda ambiental significativa. Recientemente, en Colombia, se expidió la Ley N° 2327 del 13 de septiembre de 2023, que establece la definición de pasivo ambiental y fija los lineamientos para su gestión participativa, adecuada y oportuna. De manera específica, en el contexto de la minería aurífera, estos pasivos reflejan los impactos ambientales derivados de los procesos de extracción y beneficio del oro. Sin embargo, la falta de metodologías para su identificación ha llevado a una escasa documentación de estos sitios como pasivos ambientales en el país. El departamento de Córdoba, uno de los principales productores de oro en Colombia, no está exento de los impactos negativos de la minería aurífera, que se reflejan en la contaminación de los ecosistemas naturales. El objetivo de este capítulo es contextualizar el papel del departamento de Córdoba en la minería aurífera y sus impactos, presentando como estudio de caso la degradación y contaminación de suelos por mercurio en el municipio de Ayapel. Los resultados de este estudio en el Distrito de Manejo Integrado de Recursos Naturales del Complejo de Humedales de Ayapel revelaron la degradación y contaminación del suelo debido a la minería aurífera, lo que ha provocado un deterioro en los servicios ecosistémicos y representa un riesgo para la salud humana y ambiental. Esta situación amenaza la seguridad alimentaria y los medios de vida sostenibles en la zona. Con base en estos hallazgos, se espera un avance en el desarrollo de metodologías para la identificación y declaración de pasivos ambientales mineros, con el fin de garantizar la recuperación de los ecosistemas afectados y promover un control y monitoreo efectivos de los sitios mineros en operación, evitando así la creación de áreas abandonadas sin un plan de cierre adecuado.

Palabras claves: AMEAs, DMI Ayapel, Hg, matrices ambientales, PAM.

Abstract

Environmental liabilities are debts owed to the environment as a result of human activity. Recently, Colombia issued Law No. 2327 on September 13, 2023, which defines environmental liabilities and provides guidelines for their participatory, adequate, and timely management. In the context of gold mining, these liabilities specifically reflect the environmental impacts resulting from the gold extraction and beneficiation processes. However, the lack of identification methodologies has led to limited documentation of these sites as environmental liabilities in the country. The Department of Córdoba, one of the major gold producers in Colombia, is not exempt from the adverse effects of gold mining, which are evident in the pollution of natural ecosystems. The objective of this chapter is to contextualize the role of the department of Córdoba in gold mining and its impacts, presenting as a case study the degradation and contamination of soils by mercury in the municipality of Ayapel. The study conducted in the Ayapel Wetlands Complex Integrated Natural Resources Management District provides evidence of these negative impacts, leading to degradation of ecosystem services and risks to human and environmental health. This situation threatens food security and sustainable livelihoods in the area. Progress is expected in developing methodologies for identifying and declaring environmental mining liabilities. This will ensure the recovery of affected ecosystems and promote effective control and monitoring of mining sites in operation, as well as prevent the creation of abandoned areas without an adequate closure plan.

Keywords: AMEAs, DMI Ayapel, Hg, environmental matrices, PAM.

1.1. Introducción

Las actividades de minería son importantes en el desarrollo y crecimiento económico de muchos países porque generan empleos, incrementan a nivel nacional el producto interno bruto (PIB) y tienen ganancias en moneda extranjera (Sako et al., 2018). El sector minero energético en Colombia es fundamental para su economía, con PIB minero para 2019 (USD 5218 millones), 2020 (USD 5787 millones) y tercer trimestre de 2021 (USD 3799 millones) que representaron el 1,62 %, 1,27 % y 1,32 % del PIB total colombiano, respectivamente. La minería aurífera contribuye en la dinámica y crecimiento de este sector de la economía colombiana, destacándose un incremento de la producción de oro que pasó de 37,5 t en 2019 a 47,8 t en 2020 (Ministerio de Minas y Energía [MinEnergía], 2020).

El departamento de Córdoba aportó 2,25 t y 3,22 t de oro en 2019 y 2020, respectivamente. Sin embargo, la contribución económica de la minería aurífera es insignificante frente a los efectos en la salud humana y ambiental, generados por la inadecuada disposición de residuos sin ningún tratamiento previo en cuerpos de agua o suelos generando contaminación de agua, suelos y aire, afectando la supervivencia de los organismos, la salud y calidad de vida de la población que se encuentre en el área de influencia directa e indirecta de las actividades de minería (Betancur et al., 2018).

En Colombia, el sector de la minería de oro está formado principalmente por minería formal a gran escala, y minería artesanal a pequeña escala (MAPE); la primera se expande debido a los inversores internacionales, y la segunda por el aumento del precio del oro, el cual se ubicó con mayor valor en el período de 2020 (Betancur et al., 2018).

Muchas minas en zona rural empobrecidas operan ilegalmente bajo la ley colombiana, sin derechos mineros válidos, títulos de propiedad o permisos ambientales. La formalidad y legalidad de la minería frente a las entidades mineras y ambientales permite un mayor control y monitoreo de

los sitios mineros para regular los beneficios económicos y efectos en el ambiente (Torrance et al., 2021).

Teniendo en cuenta que la explotación minera en un sitio tiene un determinado tiempo por la disponibilidad del mineral o metal, la normativa colombiana, Ley N° 685 de 2001, establece los planes de cierre de minas, los cuales deben ser ejecutados por el titular de la mina, con el objetivo de rehabilitar el área utilizada en el proyecto minero (Congreso de la República, 2001). Sin embargo, se evidencian sitios mineros cerrados o abandonados que no cumplen lo dispuesto en la normativa vigente, sin ningún titular responsable, esto como consecuencia por la falta de regulación por lo entes de control, la ilegalidad e informalidad.

Estos sitios impactados por la minería por lo general presentan contaminación de suelos con altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos, y alteraciones de sus propiedades físicas, químicas y biológicas, ocasionando un deterioro de los servicios ambientales que ofrece este recurso no renovable. Las áreas afectadas deben ser compensadas, remediadas o restauradas para evitar riesgos en la salud. De esta manera, estos sitios se han acumulado como Pasivos Ambientales Mineros (PAM), entendiéndose como una deuda ambiental u obligación de buscar soluciones sostenibles que permitan la recuperación del sitio (López et al., 2017). Sin embargo, en Colombia se promulgó la Ley N° 2327 del 13 de septiembre de 2023 por el Congreso de la República (2023), la cual establece la definición de pasivo ambiental y establece directrices para su gestión participativa, adecuada y oportuna. Además, en el año siguiente a la entrada en vigor de dicha ley, diversas entidades gubernamentales y autoridades ambientales competentes colaborarán para establecer los lineamientos necesarios para la formulación, implementación y evaluación de una política pública en esta materia.

El departamento de Córdoba no es ajeno a los impactos ambientales ocasionados por la minería aurífera evidenciado en la contaminación de ecosistemas naturales (Marrugo et al., 2007; Marrugo Negrete et al., 2008;

Marrugo Negrete et al., 2010; Murillo et al., 2017; Marrugo Negrete et al., 2018a; Marrugo Negrete et al., 2020; Marrugo Negrete et al., 2018b; Cruz et al., 2019; Calao et al., 2021; Marrugo Negrete et al., 2021; Pedraza y Espinosa, 2022).

En Córdoba, el distrito de minería aurífera está conformado por los municipios: Ayapel, Buenavista, La Apartada, Montelíbano, Planeta Rica, Pueblo Nuevo, y Puerto Libertador (Unidad de Planeación Minero Energética [UPME], 2014). MinEnergía y UNODC para el año 2022 reportaron que Córdoba tuvo más del 90 % de evidencias de explotación de oro de aluvión (EVOA) en tierra en la categoría de explotación ilícita; el 70 % del total de EVOA se concentra en áreas protegidas del Distrito de Manejo Integrado de Recursos Naturales del Complejo de Humedales de Ayapel (MinEnergía, 2022).

La Contraloría General del Departamento de Córdoba (2010) informó sobre los impactos asociados ambientales por la extracción de oro ilegal en el municipio de Ayapel, sugiriendo contabilizar los costos económicos del pasivo ambiental generados para los efectos de las actividades de minería aurífera en desarrollo como las minas abandonadas; sin embargo, concluyeron que la capacidad para identificar PAM, y determinar los responsables, es débil por la falta de metodologías para realizar la valoración. En este sentido, este capítulo tiene como objetivo contextualizar el papel del departamento de Córdoba en la minería aurífera y sus impactos, y presenta como estudio de caso la degradación y contaminación de suelos por mercurio en el municipio de Ayapel.

1.2. Minería aurífera en Córdoba

La minería de oro en el departamento de Córdoba se ha desarrollado en los municipios Ayapel, Buenavista, La Apartada, Montelíbano, Planeta Rica, Pueblo Nuevo, Puerto Libertador, Sahagún, San Antero, San Carlos y San José de Uré. Actualmente, la extracción de oro se destaca en los municipios de Ayapel, Puerto Libertador y San José de Uré, que hacen

parte del Distrito Minero de Montelíbano (Sistema de Información Minero Colombiano [SIMCO], 2022). En estos municipios, las actividades de minería aurífera se realizan bajo la MAPE., siendo el oro en su mayoría extraído por barequeo. Sin embargo, en algunas áreas implementan maquinarias para la remoción del material como retroexcavadoras, motores hidráulicos, motobombas y dragas; seguidamente extraen el metal precioso del material mediante procesos de trituración, concentración, separación, y en muchos casos el método de amalgamación, el cual requiere del uso del mercurio (Hg) para recuperar el oro (UPME, 2014).

De acuerdo al SIMCO y UPME, la producción histórica de oro en Córdoba desde 2001 hasta el primer trimestre de 2022 ha sido alrededor de 44,3 t (SIMCO, 2022). En el año 2001, ocupó el primer lugar como productor aurífero en el país con 6,7 t, entre 2002 y 2004 estuvo el segundo lugar y en 2005 el tercero (UPME, 2014). En el 2006, la producción tuvo una reducción en un 87,6 % hasta 0,5 t, llegando en 2007 y 2008 ha producir menos de 0,082 t. En 2009 y 2010 aumentó la producción a 0,5 y 0,6 t, respectivamente, seguido en 2011 con una producción de 0,069 t. Entre 2012 y 2018, la producción de oro se mantuvo superior a 0,5 t. En los últimos años, Córdoba se encuentra entre los cinco departamentos de Colombia que representan la mayor producción de oro a nivel nacional, registrando para los años 2019, 2020 y 2021 una producción de 2,2 t (el 5,8% del total nacional), 3,2 t (el 7% del total nacional) provienen 2,5 t de subcontratos y 0,8 t de barequeros, y 1,6 t (3,6 % del total nacional), respectivamente; a nivel municipal, Ayapel (Figura 1.1) se encuentra entre los 10 municipios de Colombia con mayor reporte de producción de oro en el periodo 2017 - 2021, con 3,7 % de participación del total nacional (MinEnergía, 2021).

Es importante mencionar que los datos publicados por el SIMCO hacen referencia a la producción con base en regalías, suministrados por la Agencia Nacional de Minería. En este sentido, la producción de oro puede ser mayor a las registradas por las entidades estatales, teniendo en cuenta que en Córdoba más del 90 % de su EVOA en tierra se encuentra como explotaciones ilícitas, menores al 10 % y 5 %, en tránsito a la legalidad, y con

permisos técnicos y ambientales, respectivamente (MinEnergía, 2022). De igual manera, esto se ve reflejado en el municipio de Ayapel con el 91 % (3971 ha) de EVOA en la categoría de explotación ilícita (MinEnergía, 2021). En la Figura 1.1. se presenta el desarrollo de actividades de minería aurífera en el municipio de Ayapel, Córdoba.

Figura 1.1.

Desarrollo de actividades de minería artesanal en el municipio de Ayapel, Córdoba



Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

1.3. Áreas mineras en estado de abandono (AMEAs) en Córdoba

Las áreas mineras en estado de abandono (AMEAs) hacen referencia a áreas que en el pasado han sido degradadas por la extracción ilícita de minerales, por parte de actores que no contaban con un título minero (SIMCO, 2022). En este sentido, las AMEAs se pueden considerar PAM al

ocasionar deudas como consecuencias del deterioro ambiental por causa de las actividades de minería abandonadas (MinEnergía, 2021).

Entre las causas de abandono que registra el SIMCO y UPME, se encuentran la calidad del mineral, conflicto ambiental, conflicto social, conflicto socioambiental, no identificado y otros. A nivel nacional, en Colombia se han identificado para oro 170 AMEAs, de las cuales 11 corresponde al departamento de Córdoba, y se encuentran ubicadas en el municipio de Ayapel, con un sistema de explotación a cielo abierto, teniendo como causa de abandono la calidad del oro (SIMCO, 2022). Sin embargo, a 2022 no se encuentran registros publicados de estos AMEAs como PAM.

1.4. Contaminación de matrices ambientales por mercurio en Córdoba

La contaminación ambiental por mercurio (Hg) es un tema de relevancia mundial por los efectos tóxicos de este elemento en la salud humana y ambiental (Contraloría General de la República de Colombia, 2021). La liberación del mercurio al ambiente se puede dar de forma natural como resultado de actividad volcánica, erosión de las rocas, movimientos del agua y procesos biológicos, y por actividades antrópicas de minería e industriales, principalmente por la extracción de mercurio, oro, plata y otros metales, en centrales eléctricas de carbón, calderas industriales a carbón, y plantas de incineración de desechos (Qureshi, 2022).

Estas actividades a nivel mundial han aumentado la concentración de Hg en matrices ambientales (agua, aire, suelo, sedimentos, fauna y flora), generando un riesgo para la salud humana por la presencia de este metal en la cadena alimentaria (Organización Mundial de la Salud [OMS], 2021; Driscoll et al., 2013). Esta problemática despertó el interés de los gobiernos, adoptando en el 2013, el Convenio de Minamata sobre mercurio, en el que se destacan una serie de medidas que buscan eliminar gradualmente el uso del mercurio, y controlar las emisiones a la atmósfera, suelo y agua (Marrugo Madrid, 2021).

En el departamento de Córdoba, el mercurio es utilizado principalmente en procesos para el beneficio del oro. Según UPME (2014), la cantidad de mercurio utilizada en los procesos mineros no es excesiva en las minas que fueron objeto de estudio en este departamento; sin embargo, estimaron una disposición promedio de mercurio en el ambiente de aproximadamente de 1,96 t/año. Es importante destacar que los municipios de Ayapel y Puerto Libertador, reciben aguas contaminadas con mercurio desde los ríos Cauca y San Jorge durante la época de lluvias, proveniente de la minería de la zona aurífera más grande de Colombia (sur de Bolívar, cuenca del San Jorge y nordeste de Antioquia) (Marrugo Negrete, 2018a). De esta manera, las altas concentraciones de mercurio en aire, suelos y sedimentos alrededor de los sitios mineros reflejan la dispersión de este elemento en el ambiente (UPME, 2014).

Diferentes estudios han reportado concentraciones de mercurio en agua, suelo, aire, flora, fauna y en personas, en diferentes municipios del departamento de Córdoba (Marrugo et al., 2007; Marrugo Negrete et al., 2008; Marrugo Negrete et al., 2010), respectivamente, reportaron concentraciones medias de $0,288 \pm 0,145$, $0,370 \pm 0,123$ y $0,298 \pm 0,148$ mg Hg/kg, para especies de peces (*Prochilodus magdalenae*, *Pseudoplatystoma fasciatum*, *Caquetaia krassi*, *Sorubin cuspicaudus*, *Hoplias malabaricus*, *Plasgioscion surinamensis*, *Ageneiosus caucanus*, *Leporinus muyscoruma*) de la ciénaga de Ayapel. Estudios como el realizado por Gracia et al. (2010), presentaron para habitantes del municipio de Ayapel resultados de concentración media en cabello de $2,18 \pm 1,77$ mg Hg/kg. También, obtuvieron una concentración media de $0,416 \pm 0,245$ mg Hg/kg, para muestras de peces (*Pseudoplatystoma fasciatum*, *Sorubin cuspicaudus*, *Petenia kraussi*, *Hoplias malabaricus*, *Plasgioscion surinamensis*, *Prochilodus magdalenae*, *Leporinus muyscoruma*) recolectadas en la ciénaga de Ayapel. Madero y Marrugo (2011), reportaron una concentración media de $0,027 \pm 0,019$ y $0,028 \pm 0,025$ mg Hg/kg, respectivamente en hígado y músculo pectoral derecho de bovino de la raza cebú mestiza (Brahman mestizo por *Bos Taurus*), procedentes de fincas de la zona del Sinú y San Jorge.

Zapata et al. (2014), obtuvieron concentraciones medias de $0,25 \pm 0,18$ mg Hg/kg, $0,14 \pm 0,09$ mg Hg/kg y $0,06 \pm 0,04$ μ g Hg/L, en muestras de músculo, caparazón y sangre de tortugas (*Trachemys callirostris*), respectivamente, recolectadas en el municipio de Santa Cruz de Lorica. Burgos et al. (2014), presentaron un rango de concentraciones de $0,31 - 9,17$ mg Hg/kg y $0,63 - 6,29$ mg Hg/kg, en muestras de plumas e hígado de *Pelecanus occidentalis*, respectivamente, recolectadas en la Bahía de Cispatá. Marrugo Negrete et al. (2015a), reportaron un rango de concentraciones de $0,128 - 2,53$ mg Hg/kg, en muestras de peces (*Hoplias malabaricus*, *Caquetaia kraussii*, *Leporinus muyscorum*, *Prochilodus magdalenae*, *Cyphocharax magdalenae*), recolectadas después del llenado del embalse de la estación hidroeléctrica de Urrá ubicada en el río Sinú, municipio de Tierralta. Además, Marrugo Negrete et al. (2015b), presentaron concentración media de $0,235 \pm 0,049$ mg Hg/kg en sedimentos de la ciénaga de Ayapel.

Marrugo Negrete et al. (2016), para el municipio de Puerto Libertador, reportaron concentraciones medias de $0,916 \pm 0,007$ y $0,78 \pm 0,002$ mg Hg/kg en sedimentos y suelos circundantes del río San Pedro, respectivamente. También, para la Mina El Alacrán, presentaron rangos de concentraciones medias de $0,23 \pm 0,0005 - 6,32 \pm 0,004$ mg Hg/kg en suelos, 1 y 46000 ng/m³ en aire, y $0,0287 \pm 0,0002 - 5,983 \pm 0,002$ mg Hg/kg en raíz, tallo y hojas de especies vegetales (*Jatropha curcas*, *Thalia geniculata*, *Piper marginatum*, *Cyperus ferax*, *Ricinus communis*, *Pityrogramma colomelanos*, *Capsicum annum*, *Stecherus bifidus*, *Guazuma ulmifolia*, *Senna alata*, *Tabebuia rosea*, *Calathea lutea*, *Eleocharis interstincta*, *Cecropia peltata*, *Oxycaryum cúbense*, *Phyllanthus niruri*, *Psidium guajava*, *Cyperus luzulae*, *Ceiba pentandra*, *Muntingia calabura*, *Clidemia sp.*, *Plectramthus sp.*, *Ludwigia octovalvis*, *Inga edulis*). Burgos et al. (2017), obtuvieron un rango de concentraciones medias de $0,96 \pm 0,46 - 10,19 \pm 4,99$ mg Hg/kg en plumas de aves marinas (*Pelecanus occidentalis*, *Fregata magnificens*, *Phalacrocorax brasilianus*, *Thalasseus maximus*) recolectadas en la Bahía de Cispatá. También, reportaron concentraciones de $0,00163 - 0,13566$ mg Hg/kg y $0,10 - 0,67$ mg Hg/kg en sedimentos y peces (*Cetengraulis edentulus*, *Eugerres plumieri*, *Centropomus undecimalis*, *Trichirus lepturus*).

Marrugo Negrete et al. (2017), presentaron concentraciones medias de $0,159 \pm 0,081$ mg Hg/kg en suelos agrícolas de la cuenca del río Sinú. Murillo et al. (2017), reportaron concentraciones medias de $0,226 \pm 0,570$ μg Hg/L y $1,061 \pm 1,022$ μg Hg/L, en agua de la ciénaga de Ayapel. Marrugo Negrete et al. (2018), obtuvieron concentraciones medias de $0,56 \pm 0,16$ mg Hg/kg para los peces (*Hoplias malabaricus*, *Sorubim cuspicaudus*) y $0,19 \pm 0,07$ mg Hg/kg para los peces (*Leporinus muyscorum*, *Prochilodus magdalenae*), recolectados en la ciénaga de Ayapel. Marrugo-Negrete et al. (2018b), presentaron concentraciones medias de $0,085 \pm 0,007$ mg Hg/kg en sedimentos, y $0,121 \pm 0,006$ mg Hg/kg y $0,043 \pm 0,008$ mg Hg/kg, en raíz y frondas de macrófita (*Eichhornia crassipes*), respectivamente, recolectadas en el municipio de Ayapel. Cruz et al. (2019), reportaron una concentración media de $21,9 \pm 9,3$ μg Hg/L en sangre de los participantes del estudio de Bocas de Ure (Montelíbano), Torno rojo y Mina El Alacrán (Puerto Libertador).

Marrugo Negrete et al. (2021), obtuvieron concentración media de $0,306$ mg Hg/kg en sedimentos de cuenca alta de San Jorge y cuenca media de San Jorge, en sitios del departamento de Córdoba. Calao et al. (2021) presentaron concentraciones medias de $0,05$ y $0,04$ mg Hg/kg en hígado y bazo de murciélagos, respectivamente, recolectados en el municipio de Ayapel. Marrugo Madrid et al. (2021), reportaron concentraciones de $0,127$ y $0,184$ mg Hg/kg en suelos de la vereda Valdez, Puerto Libertador. Pedraza y Espinosa (2021), obtuvieron para muestras de peces concentraciones medias de $0,8 \pm 0,4$ mg Hg/kg (*Sorubim cuspicaudus*) y $0,19 \pm 0,09$ mg Hg/kg (*Prochilodus magdalenae*), recolectadas en las ciénagas centrales de Ayapel, Escobillas y Paticos.

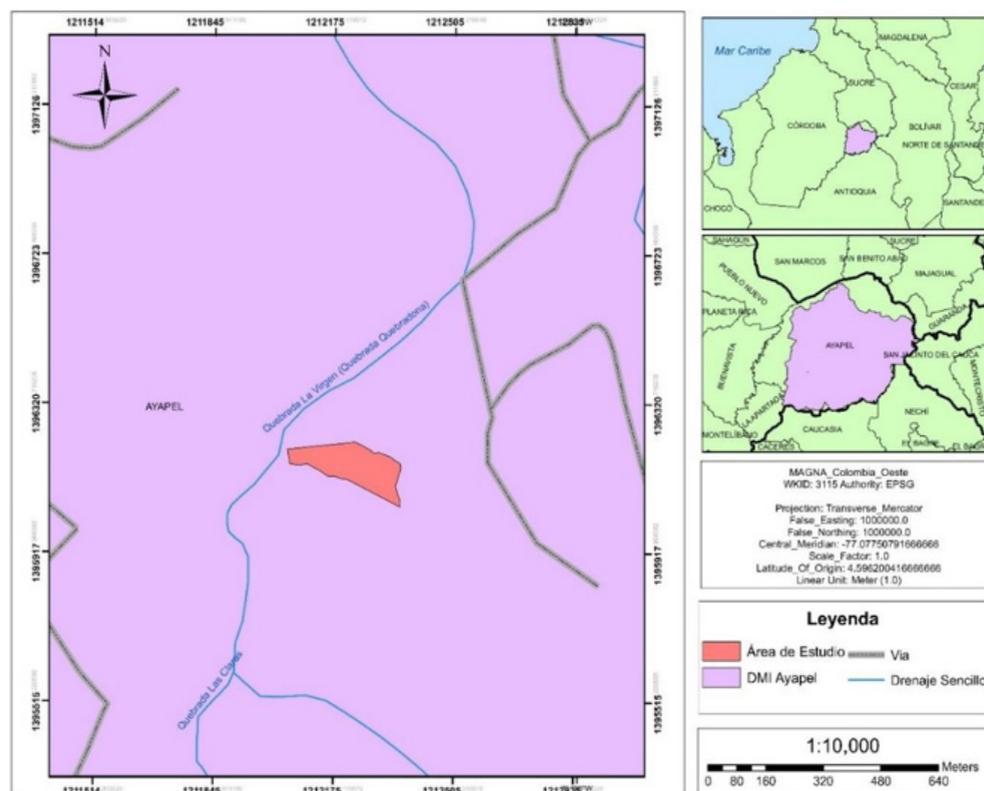
Los resultados de los estudios anteriormente expuestos para el departamento Córdoba, evidencian la problemática de contaminación ambiental por mercurio como consecuencia de la minería, teniendo en cuenta la presencia de concentraciones de este metal en diferentes matrices ambientales y biológicas; siendo el ecosistema de la ciénaga de Ayapel, el más recurrente entre los estudios, reflejándose la bioacumulación y biomag-

nificación del mercurio en la cadena trófica a través de las últimas dos décadas, convirtiéndose en una amenaza para la seguridad alimentaria, y un riesgo para la salud humana. En este sentido, cabe destacar que estos sitios contaminados directa e indirectamente como efecto de las actividades mineras eventualmente pueden ser o convertirse en pasivos ambientales.

Caso de estudio: degradación y contaminación de suelos con mercurio en el distrito de manejo integrado de los recursos naturales (DMI) del complejo de humedales de Ayapel

Figura 1.2.

Área de estudio ubicada en el DMI del complejo de humedales de Ayapel



Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

En el Distrito de Manejo Integrado de los Recursos Naturales (DMI) del complejo de humedales de Ayapel (Acuerdo No 175 del Consejo Directivo de la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge, 2011) (Registro Único Nacional de Áreas Protegidas [RUNAP], 2011), particularmente en la vereda La Quebradona ($8^{\circ}10'37,3''$ N $-75^{\circ}09'05,3''$ W), sitio en el que se han desarrolla actividades de minería aurífera (Contraloría General del Departamento de Córdoba, 2010; Cuéllar y Pacito, 2021). Se determinó la presencia de Hg y el contenido de algunos parámetros fisicoquímicas del suelo en un área de 2,4 ha (Figura 1.2).

Figura 1.3.

Toma de muestras de suelo



Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

Para el estudio, se tomaron 12 muestras de suelo (Figura 1.3), cada muestra compuesta por 5 submuestras recolectadas de una cuadrícula de 10 m x 10 m, a una profundidad de menos de 30 cm (RUNAP, 2011). Los parámetros físico químicos evaluados fueron textura del suelo mediante el método de Bouyoucos y el tipo de suelo se clasificó utilizando el triángulo de textura del suelo (Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC), 2006). El pH del suelo se midió en una relación suelo-agua 1:1 con un medidor de pH (WTW 330i).

El contenido de materia orgánica (MO) se determinó multiplicando los valores de carbono orgánico por un factor de 1,724 (Tandon, 2006). El carbono orgánico (CO) se determinó mediante el método de Walkley-Black (Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC), 2013). El contenido de azufre (S) y fósforo (P) disponible se determinó mediante el método Monofostato de calcio 0,008 M y el método Bray II (IGAC, 2006), respectivamente, y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) se calculó como resultado de la suma de las concentraciones de Ca_2^+ , Mg_2^+ , K^+ , Na^+ y $\text{Al}_3^+ + \text{H}^+$, determinados mediante el método de acetato de amonio 1,0 M a pH 7,0. La concentración de Hg se determinó utilizando un analizador directo de mercurio (DMA-80 TRICELL; Milestone Inc., Italia), siguiendo el método EPA 7473 (U.S. Environmental Protection Agency, 2007).

Los resultados obtenidos muestran que en el área de estudio predomina la textura de suelo arenosa, indicando que tienen un contenido promedio de arena superior al 50 % y un contenido de arcilla inferior al 20 % (Huang y Hartemink, 2020). El pH se caracterizó por ser ácido con un valor de $5,015 \pm 0,258$, y la MO baja con $0,296 \pm 0,160$ %, considerado normal en suelos que han sido impactados por actividades de minería aurífera (Marrugo Negrete et al., 2017; Durante et al., 2022). Las bajas concentraciones de S ($3,707 \pm 1,822$ mg/kg) y P ($2,240 \pm 1,026$ mg/kg), son factores limitantes para el crecimiento de plantas (Liu et al., 2014; Maurya et al., 2020); y la CIC de $2,702 \pm 2,551$ cmol/kg; indica de acuerdo con los estándares sugeridos por Guan (2006), una retención de nutrientes muy débil en el suelo.

Los bajos valores de CIC y MO pueden deberse a la textura arenosa del suelo, debido a que estos suelos tienen un tamaño granular hasta 50 cm de profundidad, por lo que retienen pocos nutrientes, siendo directamente proporcional con los contenidos de los macronutrientes, MO y CIC (Liu et al., 2014; Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2024).

El área de estudio presentó una concentración media de Hg de $1,681 \pm 3,11$ mg/kg, superior al valor de referencia (0,058 mg Hg/kg) de las Tablas de Referencia Rápida para la Detección de la NOAA (SQuiRTs, por sus siglas en inglés) (Buchman, 2008). También, superior al valor reportado para suelo no contaminado en Colombia ($0,028 \pm 0,007$ mg Hg/kg) (Marrugo Negrete et al., 2017). Este resultado se puede explicar por ser una zona en la que utilizan el Hg en los procesos del beneficio del oro (Contraloría General del Departamento de Córdoba, 2010; UPME, 2014; Cuéllar y Pacito, 2021). Además, los suelos de esta área podrían ser receptor de elementos potencialmente tóxicos como el Hg por eventos de inundación del río Cauca y San Jorge, que transportan estos elementos como consecuencia de actividades agrícolas, mineras e industriales (Marrugo Negrete et al., 2018a; Marrugo Negrete, 2021).

Diferentes investigaciones soportan los resultados obtenidos. Liu et al. (2014), reportaron para un sitio minero ubicado en Guilin, provincia de Guangxi, China, suelo con textura arenosa, pH ácido (3,98), bajos contenidos de P, N, MO, y CIC (8,9 cmol/kg). Velásquez et al. (2020), obtuvieron para suelos impactados por la minería de oro aluvial en la Región de Madre de Dios, Perú, una textura arenosa ($87,36 \pm 14,92$ % partículas de arena), pH ácido ($5,22 \pm 0,44$), bajos contenidos de MO ($0,48 \pm 0,68$ %), CIC ($6,06 \pm 3,15$ cmol/kg) y concentración de Hg de $0,020 \pm 0,010$ mg/kg. Marrugo Madrid et al. (2021), evidenciaron para suelos impactados por la minería aurífera, en dos zonas de la vereda Valdez (Puerto Libertador, Córdoba, Colombia), pH ácido (Zona 1: 5,70; Zona 2: 4,0), bajos contenidos de MO (Zona 1: 0,68 %; Zona 2: 0,75 %), P (Zona 1 y 2: 2,5 mg/kg), CIC (Zona 1: 15,90 cmol/kg; Zona 2: 9,60 cmol/kg), y concentraciones de

Hg de 0,127 mg/kg (Zona 1) y 0,184 mg/kg (Zona 2), inferiores a las de este estudio. Marrugo Negrete et al. (2015c) y Durante et al. (2022) han reportado para áreas de minería aurífera de Colombia, concentraciones de $1,76 \pm 0,09$ mg Hg/kg, $1,03 \pm 0,23$ y $1,95 \pm 0,19$ mg Hg/kg, respectivamente, similares a las obtenidas en este estudio.

En general, los suelos del área de estudio presentan signos característicos de degradación, desprovisto de cubierta vegetal (Figura 1.4), con condiciones físico químicas de una baja fertilidad del suelo, capacidad de absorción y contaminación por metales pesados (Hg) (Velásquez et al., 2020).

Figura 1.4.

Suelos del área de estudio



Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

Es importante, mencionar que los parámetros fisicoquímicos obtenidos (pH ácido, bajo contenido de MO, macronutrientes, CIC y textura arenosa), propician la movilidad y biodisponibilidad del Hg presente en el suelo (Petelka et al., 2019); lo que incide en la dispersión y acumulación de este metal a suelos aledaños, vegetación y cuerpos de agua, al igual que la dinámica ambiental por condiciones climáticas (fuertes lluvias o vientos) e hidráulicas (escorrentías) del lugar. En este sentido, se convierte en un potencial foco de contaminación, que altera el equilibrio de los ecosistemas circundantes, y puede causar problemas ambientales secundarios. También, amenaza la seguridad alimentaria porque el Hg influye en la productividad de los cultivos debido a la fitotoxicidad, y se puede translocar a las partes aéreas o cosechables de las plantas, siendo un riesgo para la salud humana de la población que habita el DMI de Ayapel, por los efectos tóxicos de este metal.

Existen evidencias de explotación de oro de aluvión en 3774 ha del Distrito de Manejo Integrado de Recursos Naturales (DMI) del Complejo de Humedales de Ayapel (MinEnergía, 2022). Sin embargo, la información PAM es escasa, por lo que no se encuentran registros publicados sobre la ubicación de PAM como resultados de actividades de minería aurífera para este DMI. De esta manera, no es posible afirmar que el área de estudio sea un PAM, pero los resultados obtenidos reflejan los impactos de la minería aurífera en el suelo, siendo esto una deuda para el ambiente, teniendo en cuenta que se encuentra ubicado como parte del DMI de Ayapel, en el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas de Colombia, adicionalmente el complejo cenagoso de Ayapel se encuentra designado como sitio Ramsar mediante el Decreto No 356 de 2018 (Petelka et al., 2019). En este sentido, se hace necesario la recuperación y/o restauración de este ecosistema, mediante soluciones basadas en la naturaleza.

1.6. Conclusiones

La producción de oro en el departamento de Córdoba ha sido significativa para el sector minero energético de Colombia; sin embargo, la

mayoría de las evidencias de explotación de oro se encuentran en categoría ilícita, lo que no permite tener un mayor control y monitoreo por parte de las autoridades competentes sobre el uso sostenible y óptimo de estos sitios al final de las actividades mineras, resultando en el abandono de los sitios sin un plan de cierre que garantice las medidas de compensación y mitigación de las áreas impactadas por los procesos mineros. Adicionalmente, estos sitios, aunque algunos se encuentren registrados como áreas mineras abandonas (AMAs), la información es escasa, lo que incide en la declaración de pasivos ambientales como resultado de la minería aurífera.

Los resultados obtenidos para el área de estudio en el Distrito de Manejo Integrado de Recursos Naturales del Complejo de Humedales de Ayapel, demostraron la degradación y contaminación de suelos por Hg como efecto de las actividades de minería aurífera; ocasionando un deterioro de los servicios ecosistémicos que ofrece este recurso. También, estos suelos son un riesgo para la salud humana y ambiental, y amenazan la seguridad alimentaria y los medios de vida sostenibles de la zona.

Por último, en función de los hallazgos del estudio de caso se espera un mayor desarrollo de metodologías para la declaración de PAM; que permitan garantizar la recuperación de estos ecosistemas degradados, y promover el control y monitoreo de los sitios mineros que se encuentran operando, para evitar áreas abandonas sin un plan de cierre adecuado.

1.7. Agradecimientos

Este trabajo fue apoyado por el proyecto titulado “Implementación de una estrategia sostenible en la recuperación de ecosistemas degradados y contaminados con mercurio generados por la minería aurífera en los departamentos de Córdoba, Sucre y Choco”. Código BPIN 2020000100055. Los autores también agradecen el apoyo del Departamento de Química, Grupo de Química del Agua, Aplicada y Ambiental de la Universidad de Córdoba, Colombia.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Betancur Corredor, B., Loaiza Usuga, J., Denich, M., & Borgemeister, C. (2018). Gold mining as a potential driver of development in Colombia: Challenges and opportunities. *Journal of Cleaner Production*, 199, 538–53. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.142>
- Buchman, M. (2008). *Screening Quick Reference Tables (SQuiRTs) (NOAA OR & R Report No. 08-1)*. National Oceanic and Atmospheric Administration, Office of Response and Restoration. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/9327>
- Burgos, S., Navarro, A., Marrugo, J., Enamorado, G., & Urango, I. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in the Cispatá Bay, Colombia: A marine tropical ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*, 120(1-2), 379-386. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.016>
- Burgos, S., Marrugo, J., Navarro, A., & Urango, I. (2014). Mercury in *Pelecanus occidentalis* of the Cispatá bay, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 19(2), 4168-4174. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4746083>
- Calao Ramos, C., Gaviria Angulo, D., Marrugo Negrete, J., Calderón Rangel, A., Guzmán Terán, C., Martínez Bravo, C., & Mattar, S. (2021). Bats

- are an excellent sentinel model for the detection of genotoxic agents. Study in a Colombian Caribbean región. *Acta Tropica*, 224. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2021.106141>
- Congreso de la República. (2001). Ley N° 685 de 2001. Por la cual se expide el Código de Minas y se dictan otras disposiciones. Diario Oficial.
- Congreso de la República. (2023). Ley N°2327 de 2023. Por medio de la cual se establece la definición de pasivo ambiental, se fijan lineamientos para su gestión y se dictan otras disposiciones. Diario Oficial.
- Contraloría General del Departamento de Córdoba. (2010). *Queja N° 037 “Presunto daño al recurso natural por caer residuos en la ciénaga de Ayapel, producto de la extracción de oro, municipio de Ayapel”*. [Informe]. <https://es.scribd.com/document/388078175/Informe-Final-Oro-Ayapel-1>
- Contraloría General de la República de Colombia. (2021). *Auditoría de desempeño pasivos ambientales mineros coordinada con la OLACEFS, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible - MADDS, Unidad Nacional para la Gestión del Riesgo de Desastres - UNGRD, Corporaciones Autónomas Regionales y de Desarrollo Sostenible, 2015-2020* [Informe]. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. <https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2022/02/Informe-Auditoria-de-Desempeno-Pasivos-Ambientales-Mineros-OLACEFS-2020.pdf>
- Cruz Esquivel, Á., Marrugo Negrete, J., & Calao Ramos, C. (2019). Genetic damage in human populations at mining sites in the upper basin of the San Jorge River, Colombia. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 10961-10971. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-019-04527-1>

- Cuéllar Ramírez, C., & Pacito Mora, W. (2021). *La generación de problemas sociales como consecuencia de la minería ilegal: caso municipio de Ayapel en el período 2015-2018* [Tesis de grado, Universidad Cooperativa de Colombia]. <https://repository.ucc.edu.co/entities/publication/ab572dfb-f3b3-43e8-b31e-b946e9a90e0b>
- Durante Yáñez, E., Martínez Macea, M., Enamorado Montes, G., Combatt Caballero, G., & Marrugo Negrete, J. (2022). Phytoremediation of Soils Contaminated with Heavy Metals from Gold Mining Activities Using *Clidemia sericea* D. Don. *Plants*, 11(5). <https://doi.org/10.3390/plants11050597>
- Driscoll, C., Mason, R., Chan, H., Jacob, D., & Pirrone, N. (2013). Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways, and Effects. *Environ. Sci. Technol.* 47(10), 4967–4983. <https://doi.org/10.1021/es305071v>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2024). *Manejo de suelos problemáticos: Suelos arenosos*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. <https://www.fao.org/soils-portal/soil-management/manejo-de-suelos-problematicos/suelos-arenosos/es/>
- Gracia, L., Marrugo, J., & Alvis, E. (2010). Contaminación por mercurio en humanos y peces en el municipio de Ayapel, Córdoba, Colombia, 2009. *Rev. Fac. Nac. Salud Pública*. 28(2), 118-124. <https://revistas.udea.edu.co/index.php/fnsp/article/view/1753/6641>
- Guan, L. (2006). *General soil science*. Agriculture Press (in Chinese). Beijing: China.
- Huang, J., & Hartemink, A. (2020). Soil and environmental issues in sandy soils. *Earth-Science Reviews*, 208. <https://doi.org/10.1016/j.earsci-rev.2020.103295>

- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC). (2013). *NTC 5403:2021 Calidad del suelo. Determinación del carbono orgánico*. <https://tienda.icontec.org/gp-calidad-del-suelo-determinacion-del-carbono-organico-ntc5403-2021.html>
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). (2006). *Métodos analíticos del laboratorio de suelos*. Sexta Bogotá D. C. Colombia.
- Liu, J., Zhang, X., Li, T., Wu, Q., & Jin, Z. (2014). Soil characteristics and heavy metal accumulation by native plants in a Mn mining area of Guangxi, South China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 2269-2279. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3535-2>
- López Sánchez, L., López Sánchez, M., & Medina Salazar, G. (2017). La prevención y mitigación de los riesgos de los pasivos ambientales mineros (PAM) en Colombia: una propuesta metodológica. *Entramado*, 13(1), 78-91. <https://doi.org/10.18041/entramado.2017v13n1.25138>
- Madero, A., & Marrugo, J. (2011). Detección de metales pesados en bovinos, en los valles de los ríos Sinú y San Jorge, departamento de Córdoba, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 16(1), 2391-2401. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3682346>
- Marrugo, J., Lans, E., & Benítez, L. (2007) Hallazgo de mercurio en peces de la Ciénaga de Ayapel, Córdoba, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 12(1). <https://doi.org/10.21897/rmvz.432>
- Marrugo Madrid, S., Turull, M., Montes, G., Pico, M., Marrugo Negrete, J., & Díez, S. (2021). Phytoremediation of mercury in soils impacted by gold mining: a case-study of Colombia. *Bioremediation for Environmental Sustainability*, 145-160. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820524-2.00007-9>

- Marrugo Negrete, J., Benítez, L., Olivero, J., Lans, E., & Vazquez, F. (2010). Spatial and seasonal mercury distribution in the Ayapel Marsh, Mojana region, Colombia. *Int. J. Environ. Health Res.* 20(60), 451-459. <https://doi.org/10.1080/09603123.2010.499451>
- Marrugo Negrete, J., Durango, J., Pinedo, J., Olivero, J., & Díez, S. (2015a). Phytoremediation of mercury-contaminated soils by *Jatropha curcas*. *Chemosphere*, 127, 58-63. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.073>
- Marrugo Negrete, J., Olivero, J., Lans, E., Benitez, L. (2008). Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia. *Environ. Geochem. Health.* 30(1), 21-30. <https://doi.org/10.1007/s10653-007-9104-2>
- Marrugo Negrete, J., Marrugo, S., Pinedo, J., Durango, J., & Díez, S. (2016). Screening of native plant species for phytoremediation potential at a Hg-contaminated mining site. *Sci. Total Environ.* 542(A), 809-816. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.117>
- Marrugo Negrete, J., Navarro Frómeta, A. & Ruiz Guzmán, J. (2015c). Total mercury concentrations in fish from Urrá reservoir (Sinú river, Colombia). Six years of monitoring. *Revista MVZ Córdoba*, 20(3), 4754-4765. <https://doi.org/10.21897/rmvz.45>
- Marrugo Negrete, J., Pinedo, J., & Díez, S. (2015b). Geoquímica del mercurio en pantanos tropicales impactados por la minería de oro. *Quimósfera*, 134, 44-51. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.012>
- Marrugo Negrete, J., Pinedo, J., & Díez, S. (2017). Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia. *Environ. Res.* 154, 380-388. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.01.021>

- Marrugo Negrete, J., Pinedo, J., Marrugo, S., & Díez, S. (2021). Assessment of trace element pollution and ecological risks in a river basin impacted by mining in Colombia. *Environ Sci Pollut Res Int*. 28(1), 201-210. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10356-4>
- Marrugo Negrete, J., Pinedo, J., Paternina, R., Quiroz, L., & Pacheco, S. (2018a). Distribución espacial y evaluación de la contaminación ambiental por mercurio en la región de la Mojana, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 23(S), 7062-7075. <https://doi.org/10.21897/rmvz.1481>
- Marrugo Negrete, J., Ruiz, J., & Ruiz, A. (2018b). Biomagnification of Mercury in Fish from Two Gold Mining-Impacted Tropical Marshes in Northern Colombia. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 74(1), 121-130. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0459-9>
- Marrugo Negrete, J., Vargas Licona, S., Ruiz Guzmán, J., Marrugo Madrid, S., Bravo, A., & Díez, S. (2020). Human health risk of methylmercury from fish consumption at the largest floodplain in Colombia. *Environ. Res.* 182. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.109050>
- Maurya, S., Abraham, J., Somasundaram, S., Toteja, R., Gupta, R., & Makhija, S. (2020). Indicators for assessment of soil quality: a mini-review Indicators for assessment of soil quality: a mini-review. *Environ Monit Assess.* 192. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08556-z>
- Ministerio de Minas y Energía (MinEnergía). (2020). Colombia. *Explotación de oro de aluvión. Evidencias a partir de percepción remota 2019*. Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito (UNODC). https://www.unodc.org/documents/colombia/2020/Octubre/Informe_EVOA_2019_ESP_B.pdf

- Ministerio de Minas y Energía (MinEnergía). (2021). Colombia. *Explotación de oro de aluvión. Evidencias a partir de percepción remota 2020*. Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito (UNODC). https://www.unodc.org/documents/colombia/2021/Julio/EVOA_2020_Web.pdf
- Ministerio de Minas y Energía (MinEnergía). (2022). Colombia. *Explotación de oro de aluvión. Evidencias a partir de percepción remota 2021*. Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito (UNODC). https://www.unodc.org/documents/colombia/2022/Junio/Informe_Colombia_Explotacion_de_Oro_de_Aluvion_Evidencias_a_Partir_de_Percepcion_Remota_2021_SP_.pdf
- Murillo, D., León, D., & Jiménez, C.(2017). Passive Samplers Deployment in the Ayapel Swamp for Monitoring Temporal Dynamics of Mercury in the Water Column. *Journal of Water Resource and Protection*, 9(8), 873-880. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2017.98058>
- Organización Mundial de la Salud (OMS). (2021). *Exposición al mercurio: un asunto importante para la salud pública. Prevención de enfermedades a través de ambientes saludables*. 2da ed. <https://www.who.int/es/publications/i/item/9789240023567>
- Organización de las Naciones Unidas (ONU). (2021). Convenio de Minamata sobre el Mercurio – Textos y anexos. <https://minamataconvention.org/es/resources/convenio-de-minamata-sobre-el-mercurio-textos-y-anexos>
- Pedraza, M., & Espinosa, A. (2022). El legado del arsénico y mercurio en el complejo cenagoso Ramsar de Ayapel, (Córdoba, Colombia): aproximación a la macrocuenca Magdalena-Cauca. *Acta Biológica Colombiana*, 27(2), 164–176. <https://doi.org/10.15446/abc.v27n2.89084>

- Petelka, J., Abraham, J., Bockreis, A., Deikumah, J., & Zerbe, S. (2019). Soil Heavy Metal (loid) Pollution and Phytoremediation Potential of Native Plants on a Former Gold Mine in Ghana. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-019-4317-4>
- Qureshi, A. (2022). Mercury in the Environment Around Industrially Impacted Locations in India: A Mini-Review. *Bull Environ Contam Toxicol*. 109(6), 937-942. <https://doi.org/10.1007/s00128-022-03548-w>
- Registro Único Nacional de Áreas Protegidas (RUNAP). (2011). *Distrito Regional de Manejo Integrado - Sitio Ramsar del Complejo de Humedales de Ayapel*. <https://runap.parquesnacionales.gov.co/area-protegida/537>
- Sako, A., Semdé, S., & Wenmenga, U. (2018). Geochemical evaluation of soil, surface water and groundwater around the Tongon gold mining area, northern Côte d'Ivoire, West Africa. *Journal of African Earth Sciences*. 145, 297–316. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2018.05.016>
- Sistema de Información Minero Colombiano (SIMCO). (2022). *Áreas Mineras en Estado de Abandono - AMEAs*. <https://public.tableau.com/app/profile/upme/viz/SIMCOInventarioAMEAs/Dashboard1>
- Tandon, H. (2006). *Methods of analysis of soils, plants, waters, fertilisers & organic manures*. New Delhi: Fertiliser Development and Consultation Organization.
- Torrance, K., Redwood, S., & Cecchi, A. (2021). The impact of artisanal gold mining, ore processing and mineralization on water quality in Marmato, Colombia. *Environ Geochem Health*, 43(10), 4265–82. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00898-y>

Unidad de Planeación Minero Energética (UPME). (2014). *Estudio de la cadena del mercurio en Colombia con énfasis en la actividad minera de oro*. Tomo 3. <http://bdigital.upme.gov.co/handle/001/1315>

Universidad de Córdoba. (2024). Implementación de una estrategia sostenible en la recuperación de ecosistemas degradados y contaminados con mercurio generado por la minería aurífera en los departamentos de Córdoba, Sucre, Chocó. Proyecto BPIN 2020000100055. https://toxicologiaambiental.com/proyecto_fitorremediacion/

U.S. Environmental Protection Agency. (2007). *Method 7473: Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry*. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/7473.pdf>

Velásquez Ramírez, M., Guerrero Barrantes, J., Thomas, E., Gamarra Miranda, L., Pillaca, M., & Tello, Peramas, L. (2020). Heavy metals in alluvial gold mine spoils in the peruvian amazona. *Catena*, 189. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104454>

Zapata, L., Bock, B., & Palacio, J. (2014). Mercury concentrations in tissues of Colombian slider turtles, *Trachemys callirostris*, from northern Colombia. *Bull Environ. Contam. Toxicol.* 92(5), 562-566. <https://doi.org/10.1007/s00128-014-1198-5>

CAPÍTULO II

LA FITORREMEDIACIÓN COMO ALTERNATIVA PARA LA RECUPERACIÓN DE SUELOS AFECTADOS POR MINERÍA AURÍFERA EN COLOMBIA: CASO DE ESTUDIO AYAPEL, CÓRDOBA

PHYTOREMEDIATION AS AN ALTERNATIVE FOR RECOVERY OF SOILS AFFECTED BY GOLD MINING IN COLOMBIA: CASE STUDY AYAPEL, COLOMBIA

Obaji-Bernal. A. M¹., Viña-Pico. M. A¹., Enamorado-Montes.
G.H¹., Burgos- Núñez. S¹., Urango- Cárdenas. I.D¹., Paternina-
Uribe. R²., Marrugo-Negrete. J.L¹

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.14825852>

1 Departamento de Química, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad de Córdoba.

2 Departamento de Regencia en Farmacia, Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad de Córdoba.

* Autor por correspondencia: jmarrugo@correo.unicordoba.edu.co

Resumen

En Colombia, la contaminación por metales pesados y metaloides en el suelo y el agua debido a actividades de minería aurífera ha sido evidenciada en diferentes investigaciones, lo que representa un problema crítico para la salud de los ecosistemas y las comunidades. Sin embargo, en ambientes contaminados y degradados por actividades mineras algunas plantas metalofitas son capaces de adaptarse y desarrollarse, evidenciando así su potencial para sobrevivir en ambientes modificados por la actividad antrópica y para su utilización en procesos de fitorremediación, quien está dentro de las tecnologías de Soluciones Basadas en la Naturaleza (SbN). Los estudios sobre fitorremediación son un reto en cuanto al proceso de implementación, generalmente se llevan a cabo en condiciones controladas en laboratorio y pocos se evalúan a escala real. En este capítulo de libro se abordó un estudio de caso sobre un proceso de fitorremediación de suelos a escala real llevado a cabo en un área minera del municipio de Ayapel, Córdoba- Colombia, cuyos suelos han sido intervenidos durante muchos años a diferentes procesos de lavado y vertimiento de mercurio para la extracción de oro. Antes de establecer la fitorremediación se llevó a cabo un inventario de cobertura vegetal para evaluar el antes y después del proceso, se utilizaron plantas nativas de la región como la *Jatropha curcas L* y *Piper marginatum*, el periodo de seguimiento duró 18 meses en los cuales se desarrollaron diferentes técnicas del manejo de cultivo. Los resultados arrojaron el restablecimiento de la cobertura vegetal, mediante el aumento de 12 especies, con más de ocho veces del número de individuos con respecto al inicio del proceso. De igual forma, se logró una remoción promedio de 29,35 % de Hg y mejora de algunos aspectos fisicoquímicos de los suelos, lo que refleja la eficacia de esta técnica y sus beneficios en el corto plazo.

Palabras claves: Mercurio, biorremediación, contaminación, recuperación de suelos, economía circular.

Abstract

In Colombia, contamination by heavy metals and metalloids in soil and water due to gold mining activities has been evidenced in different investigations, which represents a critical problem for the health of ecosystems and communities. However, in environments contaminated and degraded by mining activities, some metallophyte plants can adapt and develop, thus demonstrating their potential to survive in environments modified by anthropic activity and to be used in phytoremediation processes, which is within the technologies of Nature-Based Solutions (NbS). Phytoremediation studies are challenging in terms of the implementation process; they are generally carried out under controlled laboratory conditions, and few are evaluated at full scale. This book chapter addresses a case study on a full-scale soil phytoremediation process carried out in a mining area of the municipality of Ayapel, Córdoba-Colombia, whose soils have been intervened for many years to different processes of washing and dumping of mercury for gold extraction. Before establishing the phytoremediation, an inventory of vegetation cover was carried out to evaluate the before and after process, using plants native to the region such as *Jatropha curcas L* and *Piper marginatum*, the monitoring period lasted 18 months in which different crop management techniques were developed. The results showed the reestablishment of vegetation cover, with an increase of 12 species, with more than eight times the number of individuals compared to the beginning of the process. Likewise, an average removal of 29.35 % of Hg and improvement of some physicochemical aspects of the soils were achieved, which reflects the effectiveness of this technique and its benefits in the short term.

Keywords: Mercury, bioremediation, contamination, soil remediation, circular economy.

2.1. Introducción

El estado actual de la minería aurífera en Colombia es de gran relevancia y preocupación a la vez; a través de los diferentes gobiernos se han impulsado políticas para el desarrollo de esta actividad, convirtiéndola en uno de los principales motores económicos y ubicando el país en uno de los principales productores de oro a nivel mundial. Solo en el 2022, Colombia alcanzó una producción de 42,1 toneladas (Agencia Nacional de Minería [ANM], 2023). Sin embargo, la minería de oro, particularmente la artesanal y a pequeña escala, tienen impactos negativos, entre los que se pueden mencionar la deforestación, pérdida de la biodiversidad, la generación de sedimentos y liberación de sustancias tóxicas que contaminan los ecosistemas, principalmente el mercurio usado en los procesos de amalgamación del oro, lo que causa afectaciones sobre el suelo y los cuerpos de aguas superficiales y subterráneos, representando un riesgo latente para las comunidades locales y el entorno natural. En ese sentido, es importante mencionar que la informalidad en el sector minero dificulta estimar de forma precisa el número de personas dedicadas a esta actividad, lo que contribuye directamente a la falta de regulación y control de malas prácticas mineras, lo que se traduce finalmente a graves afectaciones de los ecosistemas y poblaciones locales.

La revisión de información sugiere la necesidad de generar datos científicos caracterizando y cuantificando los impactos de la minería sobre el recurso suelo, debido a que, desde una perspectiva ambiental, la minería aurífera ha dejado notables impactos en el suelo colombiano, alterando su composición y liberando contaminantes que amenazan la biodiversidad y la salud de los ecosistemas locales; además, desde el ámbito social de esta problemática las comunidades han visto transformadas sus tierras por la territorialización que durante años han vivido y esto ha traído desafíos de seguridad alimentaria, salud y las dinámicas sociales.

Ayapel hace parte de los municipios en Colombia que tiene presencia de la realización de minería de oro por fuera de cualquier figura de ley (United

Nations Office on Drugs and Crime [UNODC], 2022), lo que ha llevado a la contaminación del suelo con metales pesados como el mercurio. Lo anterior representa un riesgo para la salud humana debido a la capacidad de este metal de ingresar a la cadena alimentaria (Marrugo Madrid et al., 2022). Como consecuencia de lo anterior, se hace necesario e indispensable la búsqueda de tecnologías de remediación para descontaminar los suelos, la estrategia de Soluciones basadas en la Naturaleza (SbN) implica el aprovechamiento de las capacidades y servicios ofrecidos por la naturaleza para abordar desafíos vinculados al agua, la energía, la alimentación y otros aspectos cruciales del desarrollo, su aplicación persigue no solo la conservación y restauración de los ecosistemas, sino también la maximización de su potencial para ofrecer servicios ecológicos que beneficien a la sociedad (Aguirre et al., 2023).

En ese mismo contexto, la tecnología de fitorremediación se enmarca dentro de las SbN, dado que aprovecha la capacidad de especies vegetales para extraer o estabilizar metales pesados de los suelos, y ha ganado atención debido a su respeto al medio ambiente y su costo relativamente bajo (Wang et al., 2024). Los objetivos del caso de estudio expuesto en este capítulo se enlazan con la búsqueda de respuestas y la aplicación de SbN para hacer frente a esta problemática de gran complejidad en Colombia, iniciando por un proceso de evaluación de la contaminación del suelo en un terreno históricamente dedicado a la extracción de oro, un análisis de gestión del riesgo y la selección de la fitotecnología más adecuada para recuperar el sitio afectado.

Finalmente, este capítulo pretende describir el problema y desarrollar un piloto de fitorremediación como alternativa de remediación a la contaminación de suelos por mercurio. De igual forma, se busca contribuir en la construcción de un camino hacia la recuperación de áreas y suelos afectados por la minería aurífera en Colombia, mediante el empleo de técnicas sostenibles, salvaguardando el patrimonio natural y social de Colombia para las futuras generaciones.

2.2. Problemática de la minería aurífera en Colombia

El desarrollo de actividades de minería aurífera en Colombia ha experimentado un crecimiento significativo en los últimos años, para el año 2022, la Subdirección de Minería de la Unidad de Planeación Minero-Energética (UPME) informó una producción de 42,14 toneladas de oro (ANM, 2023). Los depósitos de oro en el país se encuentran agrupados en diferentes distritos en los departamentos de Antioquia, Santander, Tolima, Huila, Caldas, Nariño, Cauca y Bolívar, otros son formados por la erosión de las ramas occidentales de la Cordillera de los Andes a lo largo de la costa del Pacífico colombiano y algunos se localizan en Vaupés y Guainía. De los 2.091 títulos mineros otorgados, 529 se encuentran en fase de exploración, 165 títulos en construcción y montaje y 1.397 en explotación, ocupando el 1,74 % del territorio nacional (1.988.005 ha) (ANM, 2013).

Sin embargo, existe una problemática asociada al desarrollo de estas actividades, específicamente cuando se lleva a cabo de manera artesanal y en pequeña escala convirtiéndose en un tipo de minería de “Hecho” que para el 2022 representaba el 73 % con respecto a las reguladas por la autoridad ambiental, con presencia en los departamentos de Chocó, Antioquia, Bolívar, Putumayo, Cauca, Caldas, Valle del Cauca, Córdoba y Nariño; además de concentrarse en municipios como: Nechí, Remedio, Segovia, Zaragoza, Marmatos, Buenos aires, Santa Rosa del Sur, El Cantón de San Pablo, Nóvita, Cáceres, Ayapel, Istmina, El Bagre, Río Quito y Unión Panamericana (UNODC, 2022).

La explotación se realiza con maquinaria en tierra, dragones y entables mineros, donde se utiliza mercurio elemental (Hg) para la amalgamación del mineral. Durante este proceso se da la liberación del Hg al ambiente superando las 2000 toneladas al año; esto conlleva a diferentes problemáticas ambientales como alteraciones en el régimen hidrogeológico por la desviación del curso natural de los ríos, contaminación de las fuentes de agua, cambios en el paisaje causado por la deforestación y contaminación

del aire y suelo (Red de Desarrollo Sostenible [RDS], 2023; Steckling et al., 2017; Bansah et al., 2018; Macháček, 2019). De igual forma, ocasiona problemas de salud para las personas que llevan a cabo el proceso y la población que habita en las proximidades de las instalaciones de aprovechamiento (Steckling, 2017). Las afectaciones son mayores cuando estas actividades se desarrollan en zonas de especial protección o excluibles de minería, que para el caso del país este tipo de explotación se encuentra en su mayoría en reservas forestales, territorios étnicos y resguardos indígenas (UNODC, 2022).

Una vez en el ambiente, el Hg puede transformarse en metilmercurio (MeHg) mediante el desarrollo de diferentes procesos químicos y microbianos, siendo esta especie la más preocupante debido a su alta toxicidad y mayor probabilidad de bioacumularse en plantas, alimentos, animales e incorporarse a la cadena alimentaria (Ghani et al., 2022). Diferentes estudios han encontrado presencia de este metal en suelo, aire, aguas, sedimentos, plantas acuáticas, terrestres, peces y cultivos asociado a las actividades mineras en diferentes zonas del país (Caso et al., 2022; Salazar et al., 2021; Marrugo Negrete et al., 2016a; Cruz et al., 2023).

Una investigación reciente desarrollada en una zona de minería artesanal en La Toma - Cauca, encontró que el Hg se dispersó por las vías fluviales locales que abastecen de agua potable a las comunidades, causando una preocupación razonable dada la ingestión de agua y pescado contaminado (Caso et al., 2022). La cuenca del río Atrato no es ajena a esta problemática, diferentes estudios se han centrado en abordar la presencia de mercurio y otros metales y sus riesgos en las poblaciones humanas que sobrepasan los límites permisibles en agua establecidos en el Decreto 1076 de 2015, sedimentos, suelo, peces y en frutas de importancia gastronómica establecidos por el Codex alimentarius, Canadian Environmental Quality Guidelines y los valores de referencia de calidad y prevención del CETESB (Palacios et al., 2018; Salazar et al., 2020; Salazar et al., 2021; Caicedo et al., 2022; Córdoba et al., 2023; Marrugo Negrete et al., 2023).

Así mismo, las regiones como el Bajo Cauca Antioqueño centran su economía en gran parte en la recuperación de oro de manera artesanal, vertiendo los residuos del aprovechamiento sin ningún control al suelo y fuentes de agua, estudios realizados han encontrado presencia de mercurio en cultivos de autoconsumo y la cría de animales domésticos como cerdos, vacas, aves de corral y sus huevos en las proximidades de las zonas de explotación; lo que representa un riesgo potencial para las personas que habitan en estas sitios (Esdaile y Chalker, 2018; Marrugo Madrid et al., 2022; González et al., 2023).

En el caso de Ayapel, la principal problemática radica en el deterioro del Complejo Humedal de la Ciénaga de Ayapel, este deterioro se atribuye a diversas causas, entre las que se incluyen la contaminación generada por la inadecuada disposición de residuos líquidos y sólidos, el uso indiscriminado de agroquímicos en la producción agrícola y la explotación no tecnicada de la minería de oro en la subcuenca de la Quebrada Quebradona, Ciénaga La Escobilla y Caño Barro. Ayapel hace parte de los 13 departamentos del país donde existe evidencia de explotación de oro de aluvi6n, con 5.136 ha explotadas, dicha actividad se realiza de manera artesanal con baja tecnología y sin ning6n tipo de control (UNODC, 2022), trayendo consigo consecuencias ambientales graves como la contaminaci6n de las diferentes matrices ambientales debido al uso de sustancias químicas peligrosas, de f6cil acceso y bajo costo como el mercurio (Palacios et al., 2018). Estudios realizados en la zona han encontrado altas concentraciones de Hg en suelo, aire, aguas, sedimentos, plantas acuáticas y terrestres, peces, cultivos y la poblaci6n humana, con valores que sobrepasan los umbrales de referencia establecidos internacionalmente (Marrugo et al., 2016b; Ministerio de Minas y Energía de Colombia [MinEnergía], 2020).

Ante lo expuesto, las actividades mineras han generado una problemática de contaminaci6n en Colombia, convirtiendo al suelo como un sumidero final de mercurio, y reflejando la necesidad de su remediaci6n como una tarea urgente y critica para mantener sus diferentes servicios ecosistémicos (Ahmad et al., 2021; Banerjee y Van Der Heijden, 2023).

2.3. Implementación de la fitorremediación para la eliminación de metales pesados en el suelo

En la actualidad existen diferentes tecnologías de remediación física, química y biológica para la eliminación de las fracciones totales y biodisponibles de mercurio en el suelo (Song et al., 2022; Sharma et al., 2023). La fitorremediación, es una rama de la biorremediación con ventajas relevantes como baja inversión, operación simple, remediación in situ, además de considerarse amigable con el medio ambiente (Yeboah et al., 2015; Wang et al., 2017). Esta tecnología se divide principalmente en dos técnicas, la primera basada en la reducción de la movilidad del metal mediante el desarrollo de fitoestabilización y fitoinmovilización y la segunda, basada en la capacidad de las plantas de absorber el contaminante de suelo, agua y sedimentos; acumularlo en su biomasa o liberarlo a la atmósfera mediante la fitoextracción y fitovolatilización respectivamente (Fedotov, 2014; Marrugo Negrete et al., 2015a; Wang et al., 2019; Guarino et al., 2020).

Existen plantas acumuladoras especializadas en la absorción y acumulación de mercurio en sus tejidos vegetales, estas, desarrollan diferentes mecanismos que les permiten tolerar altas concentraciones sin que experimenten efectos tóxicos significativos (Marrugo Negrete et al., 2016a; Suman et al., 2018). En la Tabla 2.1 se muestran algunas especies vegetales estudiadas por diferentes autores, consideradas acumuladoras de mercurio.

Tabla 2.1.

Plantas utilizadas para la fitorremediación de metales pesados en suelo

Especie vegetal utilizada	Metal	Autor
<i>Trifolium repens</i>		Liu y Wang, 2014
<i>P. vulgaris</i>		Restrepo et al., 2015
<i>Jatropha curcas</i>		Marrugo Negrete et al., 2016a
<i>Piper marginatum</i>		
<i>Stecherus bifidus</i>		Marrugo Negrete et al., 2016b
<i>C. annuum</i>		
<i>Clidemia sp</i>		
<i>Cyrtomium macrophyllum</i>	Hg	Xun et al., 2017
<i>B. ampestris</i>		
<i>E. ciliaris</i>		Qian et al., 2018
<i>I. sonchifolia</i>		
<i>Oxalis corniculata</i>		Liu et al., 2018
<i>M. sinensis</i>		
<i>C. eragrostis</i>		Zhao et al., 2019
<i>P. coloratum</i>		
<i>P. lapathifolia</i>		Mbanga et al., 2019
<i>Cannabis sativa L</i>	Hg, As, Cd, Ni	Rheay et al., 2021
<i>Medicago sativa L.</i>	As, Hg	Baragaño et al., 2022
<i>Salix caroliniana</i>	Hg	Greenplate et al., 2023
<i>Arundo donax L.</i>	Cd, Hg	Li et al., 2023
<i>Cardamine violifolia</i>	Hg	Cui et al., 2023
<i>Robinia pseudoacacia L.</i>		Liu et al., 2024

Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

2.4. Metodología

2.4.1. Localización del área de estudio

Esta investigación se realizó en el municipio de Ayapel - Córdoba está ubicado en el noroccidente de Colombia (08°10'37,3"N 75°09'05,3"W). Ayapel, hace parte de la planicie aluvial de la depresión Momposina, donde confluyen los ríos Cauca, Magdalena y San Jorge (Servicio Geológico Colombiano [SGC], 2013). Su temperatura promedio mensual es de 27,4°C, con un mínimo promedio de 26,7°C, el régimen de precipitación está enmarcado en una época de lluvias de abril a noviembre y una época seca de diciembre a marzo; con promedios anuales registrados entre los 2350 y 2630 mm (Rangel, 2010; Zabala et al., 2019).

En el territorio de Ayapel se ubican diversas ciénagas, entre las que destacan las de Ayapel, Las Brisas, Los Bagres, Playa Tendida, Paticos, Los Toros, Caimanera y Parvaes, así como las quebradas Zambitos, La Ceiba, Macho, La Colorada, Escobillas y Quebradona, entre otras. Estos cuerpos de agua de importancia drenan hacia la ciénaga de Ayapel, la cual es el ecosistema principal en esta región (Banco de la República de Colombia, 2021). Sin embargo, han sido afectados por el desarrollo de actividades mineras sin control, causando problemas de contaminación por mercurio no solo en el recurso agua, también en los suelos y alimentos (UNODC, 2023).

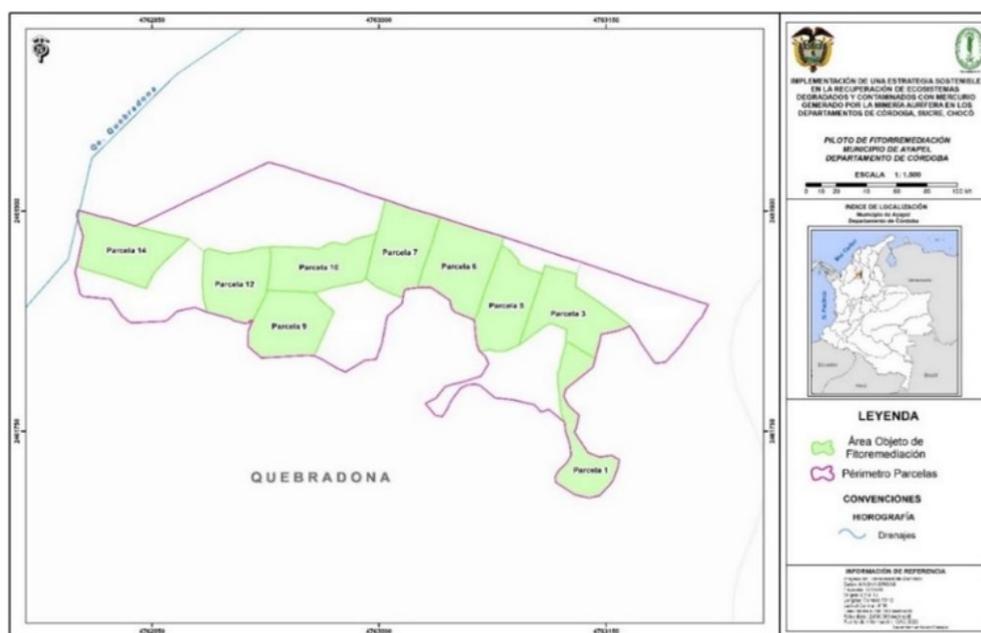
2.4.2. Implementación del proceso de fitorremediación

El área objeto de fitorremediación se localizó en la finca el Jilguero, donde se realizan explotaciones de oro, cuenta con 2,4 ha dividida en parcelas de 0,2 ha y limita con la quebrada Quebradona (Figura 2.1) en el sitio se establecieron dos ciclos de siembra, el primero con la especie *Piper marginatum* (Figura 2.2) arbusto de hojas ampliamente ovadas, con el ápice largamente acuminado y la base cordada y que es utilizada principalmente para uso medicinal, se caracteriza por tener rápido crecimiento y gran ca-

pacidad de adaptarse a ambientes contaminados por Hg (Devanesan et al., 2023) y el segundo ciclo con plantaciones de *Jatropha curcas* L. (Figura 2.2), cuya eficacia en la remoción de Hg en suelos degradados por minería se ha demostrado en diferentes estudios, encontrándose factores de bioconcentración cercanos a uno, convirtiéndose en candidatos potenciales para ser utilizada en procesos de fitorremediación (Marrugo Negrete et al., 2016b; Marrugo Negrete et al., 2015; Álvarez et al., 2019; Anerao et al., 2022).

Figura 2.1.

Área objeto de la fitorremediación



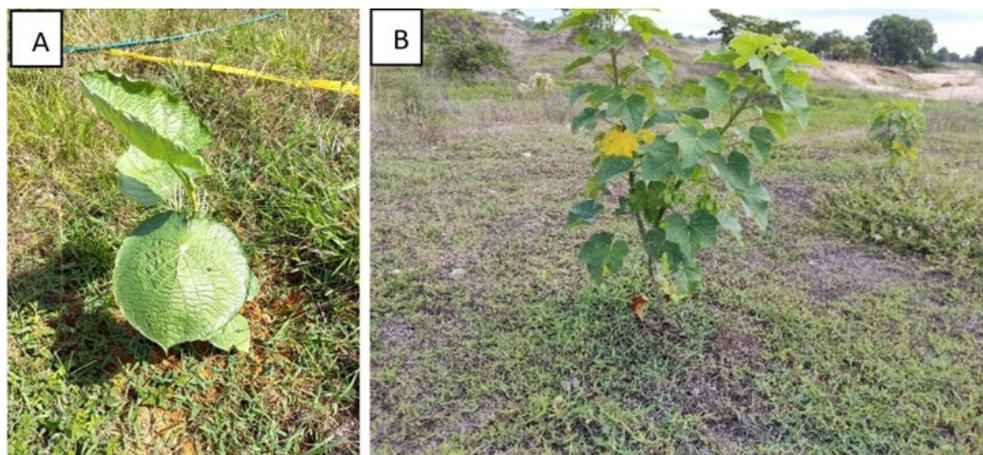
Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

La *Jatropha Curcas* L. pertenece a la familia *Euphorbiaceae*, es cultivada en regiones tropicales y subtropicales, caracterizándose por ser de rápido crecimiento en ambientes donde hay poca disponibilidad de agua (Abbasi et al., 2021). Un estudio realizado demostró que esta planta ha desarrollado procesos de regulación que le permiten adaptarse y sobrevivir a pesar del daño químico causado por metales pesados (estrés celular) (Chi et al.,

2023), su uso en los procesos de fitorremediación ha arrojado mejoras de la calidad del suelo a través del aumento de la materia orgánica y la variedad de los microorganismos del suelo, la acumulación de Hg se da principalmente en raíces y brotes (Marrugo Negrete et al., 2016b; Marrugo Madrid et al., 2021).

Figura 2.2.

Especies vegetales utilizadas en el proceso de fitorremediación



Nota: A - *Piper marginatum*

B. - *Jatropha curcas* L.

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

Para la implementación del proceso de fitorremediación durante los dos ciclos de siembra, se utilizó un diseño de siembra en cuadrícula, con una distancia de 3 metros entre plantas por 3 metros entre surcos. Posterior a esto, se procedió con el ahoyado del terreno teniendo en cuenta las dimensiones de 40 × 40 cm, con el objetivo de dejar suelo suelto en la base para que la plántula se anclara fácilmente al terreno (Alfonso, 2008). Una vez terminado el ahoyado de las parcelas, se inició la fase de trasplante de las plántulas de *Piper marginatum* y *Jatropha curcas*, las cuales se propagaron con anterioridad en un vivero que se estableció en el área de investigación. Dadas las condiciones áridas y con poca retención de

humedad del terreno, se aplicaron cuidados específicos durante los ciclos establecidos en las plantaciones, como el riego, fertilización, plateo y podas durante los dieciocho meses de seguimiento del proceso. En total se sembraron 3.780 plántulas de *Piper marginatum* y en un segundo ciclo 1.998 plántulas de *Jatropha curcas*.

2.4.3. Inventario de cobertura vegetal

Se realizaron dos inventarios de cobertura vegetal (inicial y final), en cada parcela muestreada se ubicó un cuadrante de 625 m² (25m × 25m), en ellas fueron registrados y contabilizados todos los individuos observados (Lamprecht, 1990; Melo y Vargas, 2003). Para la identificación taxonómica de cada individuo se colectó material vegetal de todos los especímenes y fueron identificados en el herbario de la Universidad de Córdoba (HUC) (López, 2016).

2.4.4. Caracterización de parámetros físicos y químicos del suelo

A los suelos se les realizó una caracterización inicial y final de parámetros físicos y químicos, se tomaron muestras compuestas conformadas por cinco submuestras simples en un área de 10m × 10m a una profundidad de 30 cm (Marrugo Negrete et al., 2017). En total se obtuvieron 120 muestras de suelo durante los dos seguimientos, y los parámetros físico y químicos cuantificados fueron: pH, mediante el método potenciométrico Carbono orgánico - NTC 5264 (Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación [ICONTEC], 2018); método Walkey Black - NTC 5403 (ICONTEC, 2021), capacidad de intercambio catiónico (CIC); método suma de cationes (Instituto Geográfico Agustín Codazzi [IGAC], 2006), azufre disponible (S) - NTC - 5402 (ICONTEC, 2006), fósforo disponible (P) método Bray II - NTC 5350 (ICONTEC, 2020), Hierro (Fe), zinc (ZN) y manganeso (Mn) por espectroscopia de absorción atómica - NTC 5526 (ICONTEC, 2007). El muestreo final se realizó 18 meses después del inicio del proceso. De igual forma, a los suelos se les determinaron las concentraciones iniciales y finales de mercurio total (HgT), mediante un

analizador directo de mercurio DMA-80 marca Millestone, de acuerdo con el método 7473 de la EPA (descomposición térmica, amalgamación y espectrofotometría de absorción atómica) (U.S. Environmental Protection Agency, 2007).

2.4.5. Análisis estadístico

Para la identificación de las diferencias (estadísticas) entre el grupo control y de tratamientos de cada muestreo analizado, se llevó a cabo la aplicación de pruebas de hipótesis para la igualdad de medias en las diferentes variables estudiadas. Dado que el conjunto de datos no cumplió el supuesto de normalidad y, que además se tuvo una alta presencia de datos atípicos se realizó la prueba de U de Mann-Whitney no paramétrica en lugar de una prueba t, la cual permitió comparar dos grupos de datos. Por lo tanto, en los casos en los cuales el p-valor $< 0,05$, se pudo concluir que existieron diferencias significativas. Las variables incluidas para identificar dichas diferencias fueron pH, CO %, S mg kg^{-1} , P mg kg^{-1} , CICE, Fe, Zn, Mn y Hg-T ($\mu\text{g/kg}$). Para cada variable discriminada por muestreo y tratamiento, se elaboró un cuadro con los principales estadísticos de resumen, un gráfico boxplot y de violín comparativo y una tabla con los p-valor resultantes de la prueba de U de Mann-Whitney.

2.5. Resultados y análisis

2.5.1. Implementación del proceso de fitorremediación

En la Figura 2.3. Área objeto de fitorremediación, se muestra el área (A) antes y (B) después del proceso de fitorremediación. Se pudo observar que durante la actividad minera se removió toda la cubierta vegetal del suelo, generándose sectores como lagunas de colas, la presencia de estériles dispuestos sin ordenamiento, algunos sectores anegados y problemas notables de erosión hídrica y eólica, situación que no permitía las condiciones necesarias para la regeneración espontánea de cubierta vegetal, sólo se evidenció poca vegetación sobre algunas zonas donde fueron

depositados residuos de descapote y algunos estériles donde se encontró presencia de pocos arvenses (A). Dieciocho meses después de establecido el proceso de fitorremediación se pudo observar un restablecimiento de la cobertura vegetal espontánea y la mejora paisajística del área (B).

Figura 2.3.

Área objeto de fitorremediación



Nota: A - antes del proceso

B. - después del proceso

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

Para el establecimiento del proceso de fitorremediación se llevaron a cabo en diferentes pasos:

- **Recolección de semillas:** Para garantizar el éxito en la recolección de semillas, el primer paso a ejecutar fue la planeación del proceso, donde no solo se tuvieron en cuenta los aspectos técnicos, sino también la logística de la colecta. Durante esta fase, se definieron claramente los objetivos finales de la recolección para alcanzar un material vegetativo óptimo y de calidad para ser empleado en el proceso de fitorremediación. Las plantas seleccionadas para la recolección de semillas fueron escogidas por criterios fisiológicos y de sanidad, buscando obtener semillas de la mejor calidad posible. Se escogieron frutos que ya habían alcanzado su madurez, esta actividad se desarrolló de forma manual,

en el caso de *J. curcas* fueron seleccionados solo los frutos de colores amarillos a cafés.

Con el objetivo de calcular el porcentaje de semillas con capacidad para germinar, se seleccionaron 400 semillas al azar, estas fueron divididas en grupos de 100 semillas (de cada especie) y sembradas en surcos en germinadores. El porcentaje de germinación obtenido fue del 82 % y 95 %, para *P. marginatum* y *J. curcas*, respectivamente, lo cual indicó semillas de óptima calidad para producir plantas sanas y vigorosas (Martíñón y Aragón, 2014).

- **Etapas de vivero:** El sustrato para el llenado de bolsas se realizó a una relación 2:1 con aluvión y compost, respectivamente. Una vez preparado el sustrato se procedió al llenado de bolsas, relleno 3/4 partes de las bolsas plásticas utilizadas para esta operación, las cuales fueron de 18 × 21 cm, ideales para un tiempo de permanencia de 2 meses en vivero, esto permitió que la raíz de las plantas no se desformase mientras se establecían en sitio definitivo. Para la elección del sustrato se tuvo en cuenta garantizar las características físicas, químicas y biológicas para una producción de plántulas de calidad y se tuvieron en cuenta las condiciones edafoclimáticas del lugar donde fue establecida la plantación. La siembra se realizó directamente en las bolsas, posteriormente se aplicó riego diario durante los 5 primeros días y se alternó cada 3 días luego de la germinación, además, durante esta etapa se realizaron los respectivos cuidados agronómicos y se seleccionó el mejor material vegetal, dejando solo aquellas plantas que presentaban mayor vigorosidad, sanidad y sin ningún tipo de defecto fisiológico.
- **Trazado, ahoyado y siembra en campo:** Una vez adecuados los sitios a intervenir, se procedió a establecer la plantación de *P. marginatum*, para ello se realizó el trazado y ahoyado, utilizando un diseño en cuadrícula a distancia de siembra de 2 metros entre planta y 2 metros entre hilera, posterior al trazado, siguiendo las recomendaciones de Alfonso (2008), se hicieron los agujeros de acuerdo con el tamaño del bloque

de sustrato de la bolsa y de la planta, para este caso fue de 30 cm de profundidad y 15 cm de diámetro, seguidamente se realizó la siembra y establecimiento de las plantaciones, luego de 6 meses de establecida *P. marginatum* fue cosechada en su totalidad y posteriormente se estableció la plantación de *J. curcas* siguiendo los mismos pasos descritos para *P. marginatum* con la diferencia de que la distancia de siembra para *J. curcas* fue de 3 metros entre planta y 3 metros entre hilera, con el objetivo de garantizar espacio suficiente para su desarrollo, y los hoyos fueron de 40cm × 40cm × 40cm (largo, ancho y profundidad, respectivamente).

En general, a pesar de las condiciones de degradación y contaminación de los suelos, se logró establecer de forma adecuada el proceso de fitorremediación usando las especies *P. marginatum* y *J. curcas*, las cuales fueron capaces de sobrevivir y adaptarse, sin mostrar síntomas de toxicidad al Hg, siendo *J. curcas* la que mostró mayor adaptabilidad a las condiciones edafoclimáticas del área, demostrando así el potencial de este cultivo para emplearse en procesos de recuperación de suelos degradados por minería aurífera. Esto concuerda con el trabajo de Marrugo Negrete, et al. (2015), quienes evaluaron la especie *Jatropha curcas* L. para remediar suelos mineros con una concentración de Hg de hasta 10 mg kg⁻¹, logrando bioacumular 7,25 mg kg⁻¹ en base seca durante los 4 meses del ensayo, mostrando leves síntomas de fitotoxicidad. Además, estudios han demostrado que esta especie vegetal también coloniza suelos mineros (Marrugo Negrete, 2016b), por lo que se ha utilizado ampliamente para recuperar suelos degradados y erosionados mejorando su calidad en el mediano y largo plazo (Wani et al., 2012). También conduce al enriquecimiento de materia orgánica y a una mayor diversidad de microorganismos en el suelo (Abhilash y Yunus, 2011). Asimismo, puede acumular la mayoría de los elementos metálicos en cantidades de hasta el 0,01 % de su peso seco (Ahmadpour et al., 2014), incluso, en un ensayo con un suelo altamente contaminado con metales pesados, removi6 la totalidad del Hg presente (Álvarez Mateo et al., 2019).

En ese mismo sentido, cabe resaltar que *J. curcas* es una especie multipropósito, con innumerables atributos y un potencial considerable, siendo cultivada ampliamente para producir aceite para biocombustibles (Pandey et al., 2016; Pabón y Hernández, 2012). Como se demostró en este estudio, esta especie vegetal resulta excepcional para la recuperación de suelos degradados. Además, puede ser usada como cercas vivas, se le atribuyen propiedades medicinales e insecticidas, e incluso puede ser utilizado como cultivo comercial. Esta planta aporta muchos productos beneficiosos, especialmente a partir de sus semillas, de las cuales se puede extraer aceite, incluso con métodos artesanales de bajo costo, con una calidad similar al de la palma aceitera. Este aceite puede reemplazar al keroseno, al petróleo y a la leña/carbón con relativo éxito, por lo que se promueve su uso internacionalmente para satisfacer las demandas de las zonas rurales en cuanto a la iluminación, cocina y fuerza motriz (Torral et al., 2008). Otros usos muy importantes lo constituyen la producción de biocombustible a partir del aceite, la fabricación de jabón y la extracción de glicerina con fines industriales. Su cultivo y expansión podría proporcionar nuevas fuentes de empleo, así como mejorar el medio ambiente y el nivel y la calidad de vida de la población rural. Lo anterior, nos indica que *J. curcas* es una especie muy prometedora y con gran potencial para ser utilizada desde la perspectiva de soluciones basadas en la naturaleza, desde el punto de vista de su agronomía y manejo para emplearse en procesos de fitorremediación de suelos contaminados y degradados por las actividades de la minería aurífera.

Además de sus múltiples beneficios y la posibilidad de comercialización a futuro, este tipo de SbN podrían ser utilizadas dentro de un enfoque de economía circular, representando una oportunidad para promover la equidad y la inclusión social al garantizar que los beneficios de estas soluciones lleguen a todas las comunidades, incluidas las más vulnerables, con el objetivo de no solo preservar y regenerar los ecosistemas, sino también aprovechar su capacidad para ofrecer servicios ecológicos que beneficien a la sociedad (Nesshöver et al., 2017; Raymond et al., 2017).

2.5.2. Inventarios de cobertura vegetal espontánea

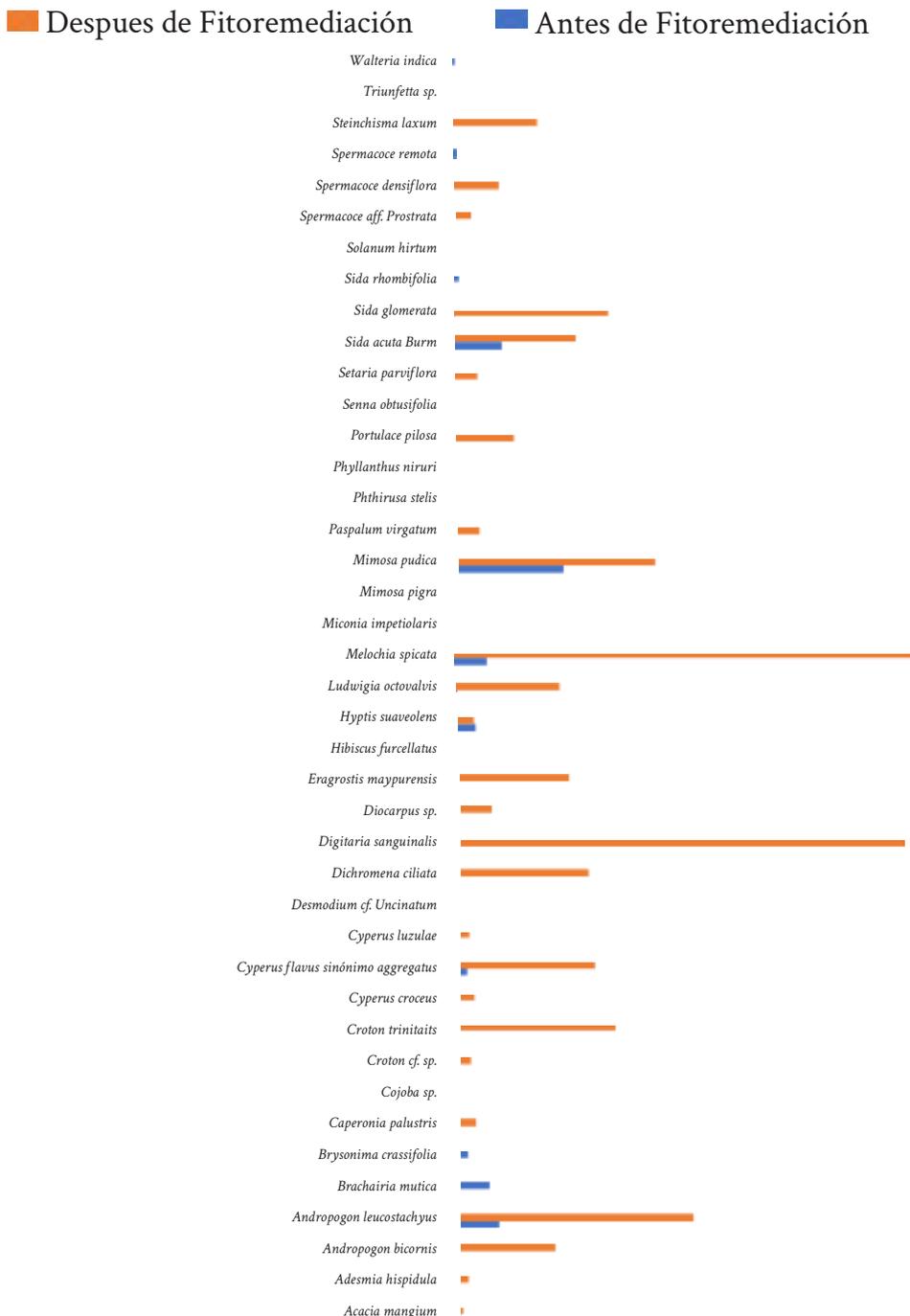
Para el inventario inicial, se encontró que el registro de especies vegetales en el área de estudio estaba compuesto por un total de 846 individuos, pertenecientes a 12 familias, 19 géneros y 21 especies. Mientras que para el inventario realizado luego de implementado el proceso de fitorremediación estuvieron compuestas por un total de 7.471 individuos, pertenecientes a 14 familias, 26 géneros y 33 especies (Figura 2.4). Lo anterior podría estar relacionado con el banco de semillas superficial del suelo, el cual está compuesto principalmente por especies pioneras exigentes de luz, responsables de las primeras etapas de regeneración natural (Campanhã et al., 2020).

Las especies encontradas se consideran plantas pioneras, las cuales introducen nitrógeno a los suelos procedente de la atmósfera mediante el proceso conocido como fijación biológica, realizado en simbiosis con determinadas bacterias diazótrofes (Castellano et al., 2016). Además, desempeñan un papel importante no solo en la tipología de la vegetación sino también en sus aportes de nutrientes al suelo por medio de sus relaciones interespecíficas con microorganismos; y por sus capacidades adaptativas desarrollando una amplia capacidad de absorción, transporte, acumulación y degradación, tanto de contaminantes orgánicos como inorgánicos (Delgadillo et al., 2011).

La capacidad de absorción pudo ser clave en la disminución de Hg en los suelos, varias de las especies vegetales encontradas en los inventarios realizados han sido identificadas como plantas con potencial para la fitorremediación (Marrugo Negrete et al., 2016b). En ese mismo contexto, se pudo evidenciar una mejora de las condiciones generales del terreno, una densa vegetación espontánea formada principalmente por familias *leguminosae*, *poaceae*, *malvaceae*, entre otras, fue observada en toda el área de estudio (Figura 2.5 A).

Figura 2.4

Especies vegetales encontradas antes y después del proceso de fitorremediación



Nota. Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

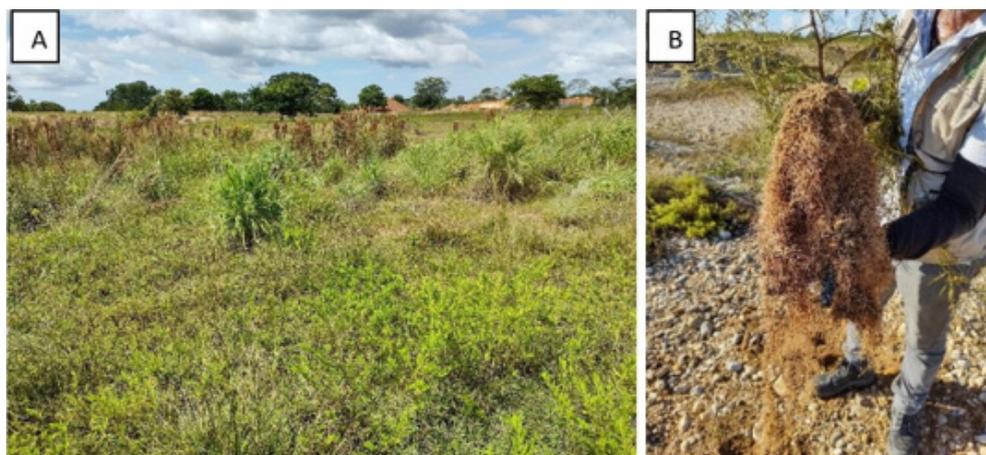
Este fenómeno permitió controlar problemas de erosión y compactación, esto es atribuido principalmente a la penetración de las raíces de las plantas, las cuales tienen un efecto mecánico sobre el suelo aumentando su resistencia a ser erosionado; al penetrarlo lo refuerzan y aumentan así su resistencia al esfuerzo cortante (Noguez et al., 2017). Además, las raíces sujetan al suelo y aumentan la rugosidad superficial de éste, reduciendo la susceptibilidad a la erosión. Debido a este incremento en la rugosidad y en la permeabilidad, se incrementa la capacidad de infiltración (De Baets et al., 2006). Los efectos benéficos al incrementar la cobertura vegetal sobre las pérdidas de suelo están ampliamente documentados (Noguez et al., 2017, Martínez et al., 2019), entre ellos tenemos que las raíces incrementan el contenido de materia orgánica, mejoran la estructura del suelo, la estabilidad de agregados, el aumento en la infiltración y la capacidad de retención del agua en el suelo; así mismo, la reducción de la cantidad y velocidad del escurrimiento que se refleja en una menor pérdida del suelo por erosión hídrica (Noguez et al., 2017).

Otros beneficios encontrados después de 18 meses de establecido el proceso de fitorremediación fue la mejora paisajística de la zona, donde se logró evidenciar la aceptación social de la comunidad local, además, de un notable aumento de la fauna y flora, lo cual ha sido evidenciado en otros estudios, una mayor presencia de cobertura vegetal propicia la acumulación de agua y regula la temperatura del suelo favoreciendo así la colonización de flora y fauna microbiana las cuales cumplen un papel importante en procesos bioquímicos tanto del suelo como de las plantas, por lo que se consideran bioindicadores de la calidad del suelo (Marrugo Madrid et al., 2021; Kooch y Nogra, 2020). Además, una de las ventajas del uso de plantas para remediación en ambientes contaminados está en que poseen un sistema radicular que crea una gran área de superficie a través de la cual los contaminantes pueden ser capturados; son autótrofas, y como tales, toman sus nutrientes elementales directamente del ambiente; y secretan compuestos fijadores de carbono hacia el suelo, promoviendo el desarrollo de bacterias y hongos que pueden ser esenciales para recuperar el ecosistema (Ghosh y Singh, 2005), fueron evidenciados sistemas radiculares

fasciculados con gran desarrollo en especies como *Mimosa pudica* (Figura 2.5 B).

Figura 2.5.

Cobertura vegetal espontánea en el área de estudio



Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

A - Vista general

B. - Sistema radicular de *Mimosa púdica* que creció en el área durante el proceso

2.5.3. Resultados de la evaluación de parámetros físicos y químicos del suelo

En la Tabla 2.2, se proporciona un análisis comparativo de parámetros físicos y químicos del suelo en dos condiciones distintas: antes y después del proceso de fitorremediación:

A los 18 meses del establecimiento del proceso de fitorremediación, el pH en el área de estudio aumentó, pasando de 5,03 a 5,24, antes y después del proceso respectivamente; estos resultados muestran que a pesar de que el pH aumentó con el tiempo, los suelos trabajados se clasifican como suelos ácidos para ambas temporalidades, aunque el pH óptimo varía dependiendo de los nutrientes y plantas que se utilicen para el proceso de

fitorremediación, valores ligeramente ácidos entre 5,5 y 6 son adecuados para la mayoría de las plantaciones (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2024). Si bien el pH aumentó un 4,1% con respecto al suelo inicial, no existen diferencias estadísticamente significativas. Este leve aumento pudo ser debido al aporte de nutrientes que se realizó a las plantas a través de fertilizantes orgánicos e inorgánicos, los cuales hacen un aporte considerable de elementos bases, entre ellos el Ca, Mg, Mn, entre otros.

Tabla 2.2.

Resultados físicos y químicos de los suelos en los muestreos realizados

Factor de muestreo	Proceso de fitorremediación	
	Antes	Después
N	45	45
pH	5,03 [4,95 - 5,11]	5,24 [5,18 - 5,29]
CICE (cmolc/kg)	1,55 [1,27 - 1,83]	1,88 [1,6 - 2,16]
%CO	0,17 [0,13 - 0,2]	0,18 [0,14 - 0,22]
S (mg/kg)	2,48 [1,81 - 3,14]	3,24 [2,56 - 3,93]
P (mg/kg)	2,01 [1,69 - 2,32]	1,7 [1,44 - 1,96]
Fe (mg/kg)	12,00 [10,33 - 13,66]	13,09 [11,77 - 14,42]
Mn (mg/kg)	7,94 [6,3 - 9,57]	9,94 [7,98 - 11,9]

Nota: Los valores primeros representan la mediana, mientras los que se encuentran dentro del corchete son el intervalo de confianza.

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

Por otra parte, la CICE presentó un aumento del 21,2 % después del proceso de fitorremediación, sin embargo, los resultados obtenidos reflejan un suelo pobre con poca capacidad de retener cationes, disponibilidad y cantidad de nutrientes (FAO, 2007). De igual forma sucedió con los resultados del %CO (0,17 % y 0,18 %) obtenidos antes y después, no presentaron diferencias significativas con respecto a los valores medios obtenidos. Sin embargo, el leve aumento de los porcentajes de carbono orgánico en

el área de estudio se puede atribuir al aporte de hojarasca (hojas secas), principalmente por parte de *J. curcas* y la cobertura vegetal espontánea que creció durante el proceso, lo cual pudo promover un aumento de microorganismos del suelo que degradan carbono orgánico para convertirlo en materia orgánica, asimilable para las plantas. Además, la hojarasca ayuda a mantener la humedad del suelo, contribuye al secuestro de carbono y garantiza la sobrevivencia y colonización de microorganismos (Dieye et al., 2015). El aumento de la CICE puede ser explicado debido al aumento del contenido de materia orgánica, ya que la CIC es una medida de cantidad de cargas negativas presentes en las superficies de los minerales y componentes orgánicos del suelo (arcilla y sustancias húmicas) y representa la cantidad de cationes que las superficies pueden retener.

Con respecto al macronutriente P presentó una disminución al final (1,44 mg/kg), mientras que los valores del S aumentaron un 31 % después del tratamiento, con una media de 3,24 mg/kg. De igual forma se presentó un leve aumento de los micronutrientes Fe (12,0 - 13,09 mg/kg) y Mn (7,94 - 9,94 mg/kg) en el último seguimiento, todos los valores obtenidos se consideraron bajos. El aumento de azufre en el suelo puede ser explicado por varias razones, por una parte, teniendo en cuenta que durante el tiempo de estudio las plantaciones fueron fertilizadas con compost y lombriabono (fertilizantes orgánicos), cuando la materia orgánica se descompone en el suelo, puede liberar compuestos que contienen azufre, este proceso es parte del ciclo natural de nutrientes en el suelo, en ese mismo proceso, las bacterias y otros microorganismos en el suelo pueden realizar procesos metabólicos que implican la liberación de azufre en forma de compuestos, en ese mismo contexto, los compuestos orgánicos con S corresponden a la forma más abundante que se puede encontrar en los suelos, pues constituyen más del 90 % del total edáfico. Por consiguiente, el S es considerado una parte importante de la materia orgánica; además, la cantidad de este se correlaciona positivamente con las concentraciones de Carbono orgánico y N total del suelo (Wang et al., 2006), comportamiento observado en este estudio. Finalmente, existe la posibilidad de que el uso de fertilizantes

en el proceso también pudo ser una fuente directa de este elemento en el suelo, igual que con el Fe y el Mn.

Los resultados iniciales obtenidos para estos elementos de importancia en el suelo fueron bajos, asociado principalmente por las repetidas intervenciones de extracción de oro y a la alta degradación a la que ha sido sometido el suelo, es bien sabido que la recuperación de este puede tardar décadas. A pesar del corto tiempo de la implementación de la fitorremediación en el área de estudio, se ha evidenciado un ligero aumento en su CICE y por ende su pH, asociado principalmente a que las plantas absorben los nutrientes en forma de iones, ocasionando la neutralización de las cargas en sus raíces y en la zona circundante (Angella et al., 2016). Así como para los macros y micronutrientes analizados.

En el caso del carbono orgánico, el proceso de recuperación puede tardar un poco más, ya que su aumento se debe al aporte continuo de material orgánico y a la salida de carbono del suelo en forma de CO₂ a la atmósfera, por erosión, lixiviación y a la actividad de los microorganismos, quienes también determinan la dinámica de los nutrientes del suelo (FAO, 2007; Trinidad, 2018).

En general, los suelos evaluados al inicio del proceso de fitorremediación, mostraron pH ácido y bajo % CO, de acuerdo con Marrugo Negrete et al. (2015b), bajo estas condiciones los metales pesados poseen más movilidad y por ende, son más biodisponibles a la acumulación por la planta, al producirse una desorción de los metales aumentando su concentración en la solución del suelo y por consiguiente su biodisponibilidad, los bajos contenidos de materia orgánica no permiten que los metales pesados sean retenidos, evitando la formación de complejos órgano metálicos, si se llegaran a formar estos, las plantas no serían capaces de acumularlos.

2.5.4. Evaluación de las concentraciones de Hg y eficiencia de remediación

El suelo, inicialmente contaminado con Hg proveniente de los procesos de amalgamación de la minería aurífera, mostró una concentración media inicial de Hg de 796,73 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (Tabla 3), ese valor sobrepasa ampliamente el valor background (58 $\mu\text{g Kg}^{-1}$) referenciado por la NOAA Screening Quick Reference Tables (SQUIRT) de EE. UU. (Buchman, 2008), el promedio de fondo o background de hg en suelos a nivel mundial varía de 0,03 a 0.1 mg Kg^{-1} con un valor promedio de 0,06 mg Kg^{-1} (Banuelos y Ajwa, 1999; Wang et al., 2012). Otros estudios evidencian que el Hg puede ejercer efectos perjudiciales sobre la salud del suelo en concentraciones incluso más bajas que los límites de seguridad recomendados actualmente (0,177 mg Kg^{-1}), que varían de un país a otro (De Vries, 2007; Mahbub et al., 2017). En Colombia, las concentraciones de fondo o background de hg en suelos no superan los 0,05 mg Kg^{-1} (Marrugo Negrete et al., 2017; United Nations Environment Programme, 2019; Marrugo Negrete et al., 2018), aunque en la legislación colombiana no hay una norma para valores de niveles permisibles de metales en suelos o sedimentos.

Tabla 2.3.

Concentraciones de Hg-T ($\mu\text{g}/\text{kg}$) antes y después del proceso de fitorremediación

Muestreo	Factor	N	Hg	S	CV%
Antes	Tratamiento	45	796,73	1836,90	106,11
Después			522,27	302,50	103,06

Nota: N: número de muestras

S: desviación estándar

CV: coeficiente de variación

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

En la Tabla 2.3, se puede observar una clara tendencia a disminuir las concentraciones de Hg en el suelo después de 18 meses de seguimiento, pasando de valores medios de 796,73 a 522,27 $\mu\text{g}/\text{kg}$ antes y después del proceso, respectivamente (sin diferencias significativas (p-valor de 0,95)), lo que representa una reducción de Hg en el suelo del 34,45 % en el área de estudio. Resultados similares reportaron Macci et al. (2013), quienes investigaron la fitorremediación a escala real de una antigua zona industrial con una contaminación mixta de metales pesados, hidrocarburos y bifenilos policlorados, bajo un enfoque de aprovechar la acción sinérgica de árboles, arbustos y pastos, utilizando *Populus sp.*, *Paulownia tomentosa* y *Cytisus scoparius*, en dos años, la vegetación con cualquiera de las tres especies resultó en la reducción tanto de orgánicos como de metales pesados (reducción promedio de aproximadamente 35 %, 40 % y 70 % en el contenido de suelo de metales pesados, hidrocarburos y PCB, respectivamente); además, la funcionalidad del suelo también se recuperó durante la remediación. Álvarez Mateos et al. (2019), por su parte utilizaron *Jatropha curcas* L. en un proceso de fitorremediación para remover metales pesados (Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Hg, Pb y As) en ocho mezclas de suelos provenientes de las minas de cobre Las Cruces y Aznalcóllar ubicadas al sur de España, luego de 120 días *J. curcas* L. logró absorber grandes cantidades de Fe ($> 3000 \text{ mg kg}^{-1}$ planta), así como cantidades notables de Pb, Zn, Cu, Cr y Ni, y trazas de As. Otros metales con concentraciones iniciales más bajas como Cd, Hg y Sn fueron completamente removidos de los suelos.

Macci et al. (2013) demostraron que la *Jatropha curcas* L. tiene gran potencial de fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados y metaloides. Ha sido empleada en la remediación de suelos con altas concentraciones de Al, Fe, Cr, Mn, Zn, Cd y Pb, demostrando reducciones considerables de estos elementos en el suelo y se ha evidenciado su potencial de bioacumulación. Otro ecotipo (*Jatropha dioica*) ha demostrado ser capaz de acumular altas concentraciones de Zn (6249 mg kg^{-1}), alcanzando valores cercanos a los criterios establecidos para plantas hiperacumuladoras (Abioye et al., 2017).

Finalmente, con la realización del inventario de flora se pudo evidenciar que, con la implementación del proceso de fitorremediación, se observó un aumento significativo en el porcentaje de cobertura vegetal espontánea, lo que confirma una reducción de la toxicidad del suelo y una mejora del estado nutricional del mismo. Por lo tanto, la implementación de esta fitotecnología para recuperar suelos degradados por minería aurífera parece muy prometedora para realizar tanto la descontaminación como la recuperación funcional de un suelo contaminado a escala real.

2.6. Conclusiones

La fitorremediación, como estrategia para la recuperación de suelos degradados por la minería aurífera, se integra de manera fundamental dentro del marco de Soluciones Basadas en la Naturaleza (SbN). Este enfoque promueve la utilización de procesos biológicos y ecológicos para abordar problemas ambientales, reconociendo que los ecosistemas saludables y funcionales son esenciales para el bienestar humano y la sostenibilidad.

De este modo, la aplicación de la tecnología de fitorremediación se postula como una estrategia eficiente, económica y ambientalmente sostenible en la rehabilitación de suelos afectados por la minería aurífera en Colombia, con el caso de estudio en Ayapel-Córdoba, se obtuvieron resultados alentadores e innovadores en la región. Esta investigación destaca la importancia de esta técnica para mitigar los impactos ambientales derivados de la actividad minera, particularmente en un contexto donde la extracción de oro ha dejado huellas significativas en la calidad del suelo.

Además, en el estudio realizado en Ayapel se evidenció una reducción importante de las concentraciones de mercurio contenido en el suelo, alcanzando una remoción promedio de 29,35 % en solo 18 meses. Este logro no solo evidenció la efectividad de las plantas seleccionadas en la extracción y acumulación de mercurio, sino que también planteó la posibilidad de recuperar la calidad del suelo en pocos años y de manera sostenible.

En ese mismo contexto, el restablecimiento de la cobertura vegetal espontánea en el área de estudio no solo cumple un papel fundamental en la estabilización del suelo, sino que también proporciona una serie de servicios ambientales de vital importancia, contribuyendo a la retención de agua, controlando y previniendo la erosión del suelo, y fomentando la biodiversidad local, fortaleciendo así la resiliencia del ecosistema afectado.

Por otra parte, la incorporación de especies vegetales como la *Jatropha curcas* L., en la estrategia de fitorremediación representa un avance significativo hacia un enfoque de economía circular en la recuperación de suelos afectados por la minería aurífera en Colombia, esta planta es conocida por su potencial multifuncional, no solo resalta la viabilidad técnica de la fitorremediación, sino que también sugiere un camino hacia la sostenibilidad económica en las áreas afectadas por la minería aurífera en Colombia. En este contexto, la adopción de enfoques de economía circular no solo fortalece la resiliencia ambiental, sino que también promueve el desarrollo socioeconómico de las comunidades locales, marcando así un hito significativo en la gestión integral de impactos ambientales asociados a la actividad minera.

Finalmente, los resultados obtenidos demostraron la viabilidad y eficacia de la fitorremediación como una alternativa sostenible para la recuperación de suelos degradados por la minería aurífera en Colombia. Estos hallazgos no solo aportan al conocimiento científico en el ámbito de la fitorremediación, sino que también proporcionan una base sólida para la implementación de estrategias similares en otras regiones afectadas por actividades de minería aurífera, fortaleciendo así el enfoque de Colombia en la aplicación de técnicas innovadoras para la gestión ambiental sostenible.

2.7. Agradecimientos

Este trabajo fue apoyado por el proyecto titulado *Implementación de una estrategia sostenible en la recuperación de ecosistemas degradados y contaminados con mercurio generados por la minería aurífera en los departamentos de Córdoba, Sucre y Chocó*. Código BPIN 2020000100055. Los autores también agradecen el apoyo del Departamento de Química, Grupo de Química del Agua, Aplicada y Ambiental de la Universidad de Córdoba, Colombia.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbasi Khalaki, M., Moameri, M., Asgari Lajayer, B., & Astatkie. (2021). Influence of nano-priming on seed germination and plant growth of forage and medicinal plants. *Plant Growth Regul* 93, 13–28. <https://doi.org/10.1007/s10725-020-00670-9>
- Abhilash, P., & Yunus, M. (2011). Can we use biomass produced from phytoremediation? *Biomass and Bioenergy*, 35(3), 1371-1372. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.12.013>
- Abioye, O., Ijah, U., & Aransiola, S. (2017). Phytoremediation of soil contaminants by the biodiesel plant *Jatropha curcas*. En *Phytoremediation potential of bioenergy plants* (pp. 97-137). Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-10-3084-0_4
- Agencia Nacional de Minería (ANM). (2023). *Ficha Técnica: Oro*. <https://mineriaencolombia.anm.gov.co/sites/default/files/2023-06/Ficha%20oro%2006%202023.pdf>
- Ahmad, W., Alharthy, R., Zubair, M., Ahmed, M., Hameed, A., & Rafique, S. (2021). Toxic and heavy metals contamination assessment in soil and water to evaluate human health risk. *Sci. Rep.* 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-94616-4>

- Ahmadpour, P., Soleimani, M., Ahmad, F., & Abdu, A. (2014). Evaluation of copper bioaccumulation and translocation in *Jatropha curcas* grown in a contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation*, 16(5), 454-468. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.798614>
- Aguirre Álvarez, E., Lizárraga Mendiola, L., Coronel Olivares, C., & Tavizón Pozos, J. (2023). Performance of Construction and Demolition Waste Coupled with Selected Vascular Plants to Treat Gray Water in Nature-Based Solutions. *Waste and Biomass Valorization*, 15(9), 5463. <https://doi.org/10.1007/s12649-024-02510-7>
- Alfonso Bártoli, J. A. (2008). *Manual para el cultivo de piñón (Jatropha curcas) en Honduras*. Centro de Comunicación Agrícola, Fundación Hondureña de Investigación Agrícola (FHIA). <http://doylet.org/docs/STRO/pinon.pdf>
- Álvarez Mateos, P., Alés Álvarez, F., & García Martín, J. (2019). Phytoremediation of highly contaminated mining soils by *Jatropha curcas* L. and production of catalytic carbons from the generated biomass. *Journal of Environmental Management*, 231(1), 886-895. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.052>
- Anerao, P., Kaware, R., Khedikar, A. K., Kumar, M., & Singh, L. (2022). Phytoremediation of persistent organic pollutants: Concept, challenges, and perspectives. *Phytoremediation technology for the removal of heavy metals and other contaminants from soil and water* (pp. 375-404). <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-85763-5.00018-0>
- Angella, G., Frías, C., & Salgado, R. (2016). Conceptos básicos de las relaciones agua- suelo-planta. *Argent. Inta*. https://www.researchgate.net/publication/322888562_Conceptos_basicos_de_las_relaciones_agua-suelo-planta

- Banco de la República de Colombia. (2021). *Análisis de la evolución de los indicadores macroeconómicos en Colombia*. Repositorio del Banco de la República. <https://repositorio.banrep.gov.co/server/api/core/bitstreams/171b225d-5f6f-4610-8617-f8846802d615/content>
- Banerjee, S., & Van Der Heijden, M. (2023). Soil microbiomes and one Health. *Nat. Rev. Microbiol.* 21(1), 6-20. <https://doi.org/10.1038/s41579-022-00779-w>
- Banuelos, G., & Ajwa, H. (1999). Trace elements in soils and plants: An overview. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 34(4), 951-974. <https://doi.org/10.1080/10934529909376875>
- Bansah, K., Dumakor, N., Ayaga, B., & Assan, E. (2018). Socioeconomic and Environmental Assessment of Informal Artisanal and Small-Scale Mining in Ghana. *Journal of Cleaner Production*. 202, 465-475. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.150>
- Baragaño, D., Forján, R., Álvarez, N., Gallego, J., & González, A. (2022). Zero valent iron nanoparticles and organic fertilizer assisted phytoremediation in a mining soil: Arsenic and mercury accumulation and effects on the antioxidative system of *Medicago sativa* L. *J. Hazard Mater.* 433. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128748>
- Buchman, M. (2008). Screening Quick Reference Tables (SQuiRTs) (NOAA OR & R Report No. 08-1). *National Oceanic and Atmospheric Administration, Office of Response and Restoration*. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/9327>

- Caicedo Rivas, G., Salas Moreno, M., & Marrugo Negrete, J. (2022). Health Risk Assessment for Human Exposure to Heavy Metals via Food Consumption in Inhabitants of Middle Basin of the Atrato River in the Colombian Pacific. *Int.J. Environ. Res Public Health*, 20(1), 435. <https://doi.org/10.3390/ijerph20010435>
- Campanhã Bechara, F., Zocatelli Salvador, L., Almeida Ventura, R., Regina Topanotti, L., Gerber, D., Santana da Cruz, I., & Simonelli, M. (2020). Vegetation and seed bank of an open-scrub bush restinga formation in the Southeastern coast of Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 68(2), 439-452. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68i2.39241>
- Caso Hartmann, L., Rojas Lamos, P., McCourt, K., Vélez Torres, I., Barba Ho, L., Bolaños, B., Montes, L., Mosquera, J., & Vanegas, D. (2022). Water pollution and environmental policy in artisanal gold mining frontiers: The case of La Toma, Colombia. *Sci. Total Environ.* 852. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158417>
- Castellano Hinojosa, A., Contreras Medrano, V., & Bedmar, E. J. (2016). Utilización de plantas leguminosas en restauración medioambiental de taludes y suelos degradados. *Sociedad de Ciencias de Galicia*, 48(16). <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=8232760>
- Chi, N., Hương, Đ., Đạo, P., & Lapcik, V. (2023). Phytoremediation proficiency of *Jatropha gossypifolia* under the influence of *Pseudomonas aeruginosa* on metal contaminated soil. *Environmental Research*, 232, 116295. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116295>
- Córdoba Tovar, L., Marrugo Negrete, J., Ramos Barón, P., & Díez, S. (2023). Ecological and human health risk from exposure to contaminated sedi-

- ments in a tropical river impacted by gold mining in Colombia. *Environmental Research*, 236(Pt 2). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116759>
- Cruz Esquivel, Á., Díez, S., Marrugo Negrete, J. (2023). Genotoxicity effects in freshwater fish species associated with gold mining activities in tropical aquatic ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 253. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.114670>
- Cui, L., Tian, X., Xie, H., Cong, X., Cui, L., Wu, H., Wang, J., Li, B., Zhao, J., Cui, Y., Feng, X., & Li, Y. (2023). Cardamine violifolia as a potential Hg hyperaccumulator and the cellular responses. *Sci. Total Environ.* 863. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160940>
- Dieye, T., Assigbetse, K., Diedhiou, I., Sembene, M., Dieng, A. L., Gueye, M., & Masse, D. (2015). The effect of *Jatropha curcas* L. leaf litter decomposition on soil carbon and nitrogen status and bacterial community structure (Senegal). *Journal of Soil Science and Environmental Management*, 7(3), 32-44. <https://doi.org/10.5897/JSSEM2015.0528>
- De Baets, S., Poesen, J., Gyssels, G., & Knapen, A. (2006). Effects of grass roots on the erodibility of topsoils during concentrated flow. *Geomorphology*, 76(1-2), 54-67. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.10.002>
- Delgadillo López, A., González Ramírez, C., Prieto García, F., Villagómez Ibarra, J., & Acevedo Sandoval, O. (2011). Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and subtropical agroecosystems*, 14(2). https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-04622011000200002
- Devanesan, S., Mir, M., Al Salhi, M., & Angulo Bejarano, P. (2023). Phytoremediation and genetic adaptation potential of *Jatropha curcas* on heavy

- metals enriched mine tailings. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 138. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2023.105325>
- De Vries, W., Lofts, S., Tipping, E., Meili, M., Groenenberg, J., & Schutze, G. (2007). Impact of soil properties on critical concentrations of cadmium, lead, copper, zinc, and mercury in soil and soil solution in view of ecotoxicological effects. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* (Vol. 191, pp. 1-25). https://doi.org/10.1007/978-0-387-69163-3_3
- Esdaille, L., & Chalker, J. (2018). *The Mercury Problem in Artisanal and Small-Scale Gold Mining. Chemistry*, 24(27), 6905-6916. <https://doi.org/10.1002/chem.201704840>
- Fedotov, P. (2014). Estimating the bioavailability of trace metals/ metalloids and persistent organic substances in terrestrial environments: Challenges and need for multidisciplinary approaches. *Pure and Applied Chemistry*, 86(7). <http://dx.doi.org/10.1515/pac-2014-0203>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2007). *Global soil reference base: A conceptual framework for soil classification, correlation and international communication* (World Soil Resources Reports No. 103). FAO. <https://www.fao.org/4/a0510s/a0510s00.htm>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2024). *Soil classification. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations*. <https://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil-classification/en/>
- Ghani, J., Nawab, J., Khan, S., Khan, M., Ahmad, I., Ali, H., Siddiqui, M., Funari, V., & Dinelli, E. (2022). Organic amendments minimize the migration of potentially toxic elements in soil–plant system in degraded agricultural

- lands. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(3), 6547-6565. <http://dx.doi.org/10.1007/s13399-022-02816-3>
- Ghosh, M., & Singh, S. (2005). A Review on Phytoremediation of Heavy Metals and Utilization of Its Byproducts. *Applied Ecology and Environmental Research*, 3, 1-18. http://dx.doi.org/10.15666/aeer/0301_001018
- González Alvarez, D., Cabrera Jaramillo, A., Cadavid Muñoz, N., & Agudelo Echavarría, D. (2023). Total mercury and methylmercury levels in eggs from laying hens in a mining area in Bajo Cauca, Antioquia, Colombia. *Emerging Contaminants*, 9(3). <http://dx.doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100230>
- Greenplate, R., Thomas, S., Danley, A., & Missimer, T. (2023). Phytoremediation Potential of the Coastal Plain Willow *Salix caroliniana* for Heavy Metals with Emphasis on Mercury. *Water*, 15(20). <https://doi.org/10.3390/w15203628>
- Guarino, F., Miranda, A., Castiglione, S., & Ciatelli. (2020). Arsenic phytovolatilization and epigenetic modifications in *Arundo donax* L. assisted by a PGPR consortium. *Chemosphere*, 251. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126310>
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). (2006). *Métodos analíticos del laboratorio de suelos*. Sexta Bogotá D. C. Colombia.
- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC). (2006). *NTC 5402:2006 Calidad del suelo. Determinación del azúfre disponible*.

- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC). (2007). *NTC 5526:2007 Calidad de suelo. Determinación de micronutrientes disponibles: Cobre, zinc, hierro y manganeso.*
- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC). (2018). *NTC 5264:2018 Calidad del suelo. Determinación del PH.*
- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC). (2020). *NTC 5350:2020 Calidad del suelo. Determinación de fósforo disponible.*
- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC). (2021). *NTC 5403:2021 Calidad del suelo. Determinación del carbono orgánico.*
- Kooch, Y., & Noghre, N. (2020). The effect of shrubland and grassland vegetation types on soil fauna and flora activities in a mountainous semi-arid landscape of Iran. *Sci. Total Environ.* 703. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135497>
- Lamprecht, H. (1990). *Silvicultura en los trópicos. Los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas. Posibilidades para un aprovechamiento sostenido.* Eschborn: GTZ. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit. <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12220/1232>
- Li, X., Zhao, L., Teng, Y., Luo, Y., & Zhao, Q. (2023). Effects of cadmium on mercury accumulation and transformation by *Arundo donax* L. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 30(22), 62461-62469. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26516-1>
- Liu, R., Hu, B., Flemetakis, E., Dannenmann, M., Geilfus, C., Haensch, R., Wang, D., & Rennenberg, H. (2024). Antagonistic effect of mercury and excess nitrogen exposure reveals provenance-specific phytoremediation

- potential of black locust-rhizobia symbiosis. *Environ Pollut.* 342. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123050>
- Liu, Z., & Wang, L. (2014). A plant species (*Trifolium repens*) with strong enrichment ability for mercury. *Ecological Engineering*, 70, 349-350. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.06.029>
- Liu, Z., Wang, L., Ding, S., & Xiao, H. (2018). Enhancer assisted-phytoremediation of mercury-contaminated soils by *Oxalis corniculata* L., and rhizosphere microorganism distribution of *Oxalis corniculata* L. *Ecotoxicology Environ. Saf.* 239, 757-767. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.05.041>
- López Gallego, C. (2015). *Monitoreo de poblaciones de plantas para conservación Recomendaciones para implementar planes de monitoreo para especies de plantas de interés en conservación*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible e Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <https://cdn2.hubspot.net/hubfs/2642721/Recursos%20ambientales/Restauraci%C3%B3n%20ecol%C3%B3gica/Monitoreo%20poblaciones%20plantas%20para%20conservacio%CC%81n.pdf>
- Macháček, J. (2019). Typology of Environmental Impacts of Artisanal and Small-Scale Mining in African Great Lakes Region. *Sustainability*, 11(11), 3027. <https://doi.org/10.3390/su11113027>
- Macci, C., Doni, S., Peruzzi, E., Bardella, S., Flippis, G., Ceccanti, B., & Masciandaro, G. (2013). A real-scale soil phytoremediation. *Biodegradation*. 24(4), 521-538. <https://doi.org/10.1007/s10532-012-9608-z>
- Mahbub, K., Bahar, M., Labbate, M., Krishnan, K., Andrews, S., Naidu, R., & Megharaj, M. (2017). Bioremediation of heavy metals in contaminated

- environments: Mechanisms and applications. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 101(3), 963-976. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-8079-2>
- Martínez, J., Sanchez, J., Volke, T., Vallejo, V., Pérez, L., Duarte, P., Umbacía, M., Márquez, L., Villaseñor, J., Castañeda, L., & Casallas, M. (2019). *Remediación de suelos contaminados*. Ediciones EAN. <https://editorial.universidadean.edu.co/gpd-remediacion-de-suelos-contaminados-9789587566116-62bdf72b74ba1.html>
- Marrugo Madrid, S., Pinedo Hernández, J., Paternina Uribe, R., Marrugo Negrete, J., & Díez, S. (2022). Health risk assessment for human exposure to mercury species and arsenic via consumption of local food in a gold mining area in Colombia. *Environ. Res.* 215 (Pt 3). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113950>
- Marrugo Madrid, S., Turull, M., Montes, G., Pico, M., Marrugo Negrete, J., & Díez, S. (2021). Phytoremediation of mercury in soils impacted by gold mining: A case-study of Colombia. *Bioremediation for Environmental Sustainability*. 145-160. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820524-2.00007-9>
- Marrugo Negrete, J., Durango Hernández, J., Pinedo Hernández, J., Enamorado Montes, G., & Díez, S. (2016a). Mercury uptake and effects on growth in *Jatropha curcas*. *J. Environ. Sci. (China)*. 48, 120-125. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.10.036>
- Marrugo Negrete, J., Durango Hernández, J., Pinedo Hernández, J., Olivero Verbel, J., Díez, S. (2015a). Phytoremediation of mercury-contaminated soils by *Jatropha curcas*. *Chemosphere*, 127, 58-63. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.073>

- Marrugo Negrete, J., Marrugo Madrid, S., Pinedo Hernández, J., Durango Hernández, J., & Díez, S. (2016b). Screening of native plant species for phytoremediation potential at a Hg-contaminated mining site. *Sci. Total Environ.* 542(Part A), 809-816. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.117>
- Marrugo Negrete, J., Pinedo Hernández, J., & Díez, S. (2015b). Geochemistry of mercury in tropical swamps impacted by gold mining. *Chemosphere.* 134, 44-51. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.012>
- Marrugo Negrete, J., Pinedo Hernández, J., & Díez, S. (2017). Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia. *Environmental Research*, 154, 380-388. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0013935116309562>
- Marrugo Negrete, J., Pinedo Hernández, J., Marrugo Madrid, S., Paternina Uribe, R., Ruiz Fernández, A., & Sanchez Cabeza, J. (2023). Vertical distribution and trace element contamination in sediment cores affected by gold mining in Colombia. *Chemosphere*, 340. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/37567269/>
- Marrugo Negrete, J., Pinedo Hernández, J., Paternina Uribe, R., Quiroz Aguas, L., Pacheco Florez, S. (2018). Distribución espacial y evaluación de la contaminación ambiental por mercurio en la región de la Mojana, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 23(S), 7062-7075. <https://doi.org/10.21897/rmvz.1481>
- Martiñón Martínez, A., & Aragón Sánchez, A. (2014). Evaluación de sustratos y genotipos en la germinación de *Jatropha* con potencial comestible (*Jatropha* spp.)*. *Rev. Mex. Cienc. Agríc.* 5(7). https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-09342014000700004

- Mbanga, O., Ncube, S., Tutu, H., Chimuka, L., & Cukrowska, E. (2019). Mercury accumulation and biotransportation in wetland biota affected by gold mining. *Environ. Monit. Assess.* 191(186). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7329-z>
- Melo Cruz, O., & Vargas Ríos, R. (2003). *Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos*. Universidad del Tolima. <https://www.yumpu.com/es/document/read/14197807/evaluacion-ecologica-y-silvicultural-de-ecosistemas-boscosos>
- Ministerio de Minas y Energía de Colombia (MinEnergía). (2020). *Incidencia real de la minería sobre el recurso hídrico*. https://www1.upme.gov.co/simco/Cifras-Sectoriales/EstudiosPublicaciones/Incidencia_real_de_la_mineria_sobre_el_recurso_hidrico.pdf
- Nesshöver, C., Assmuth, T., Irvine, K. N., Rusch, G. M., Waylen, K. A., Delbaere, B., Haase, D., Jones-Walters, L., Keune, H., Kovacs, E., Krauze, K., Külvik, M., Rey, F., van Dijk, J., Vistad, O. I., Wilkinson, M. E., & Wittmer, H. (2017). The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. *Science of The Total Environment*, 579, 1215-1227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.106>
- Noguez Inesta, A., López Sánchez, A., Carrillo González, R., & González Chavez, M. (2017). Uso de leguminosas (fabaceae) en fitorremediación. *Agroproductividad*, 10(4), 57-62. <https://core.ac.uk/download/pdf/249320777.pdf>
- Pabón, L., & Hernández, P. (2012). Importancia química de *Jatropha curcas* y sus aplicaciones biológicas, farmacológicas e industriales. *Rev. Cubana Plant. Med.* 17(2), 194-209. http://scielo.sld.cu/scielo.php?pid=S1028-47962012000200008&script=sci_abstract

- Palacios Torres, Y., Caballero Gallardo, & Olivero Verbel, J. (2018). Mercury pollution by gold mining in a global biodiversity hotspot, the Choco biogeographic region, Colombia. *Chemosphere*, 193, 421-430. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.160>
- Pandey, V. C., Bajpai, O., & Singh, N. (2016). Energy crops in sustainable phytoremediation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 58-73. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.09.078>
- Qian, X., Wu, Y., Zhou, H., Xu, X., Xu, Z., Shang, L., & Qiu, G. (2018). Total mercury and methylmercury accumulation in wild plants grown at wastelands composed of mine tailings: Insights into potential candidates for phytoremediation. *Environ. Pollut.* 239, 757-767. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.105>
- Rangel, O. (2010). *Colombia Diversidad Biótica IX: Ciénagas de Córdoba: Biodiversidad-Ecología y manejo ambiental*. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/81890>
- Raymond, C. M., Frantzeskaki, N., Kabisch, N., Berry, P., Breil, M., Nita, M. R., Geneletti, D., & Calfapietra, C. (2017). A framework for assessing and implementing the co-benefits of nature-based solutions in urban areas. *Environmental Science & Policy*, 77, 15-24. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.07.008>
- Red de Desarrollo Sostenible (RDS). (2023). *Cadena del mercurio: Tomo I*. Ministerio de Minas y Energía - Unidad de Planeación Minero Energético y Universidad de Córdoba. https://rds.org.co/apc-aa-files/ba03645a-7c069b5ed406f13122a61c07/cadena_mercurio_tomo_i.pdf

- Restrepo Sánchez, N., Acevedo Betancourth, L., Henao Murillo., B., & Peláez Jaramillo, C. (2015). Remediation effect of compost on soluble mercury transfer in a crop of *Phaseolus vulgaris*. *J. Environ. Sci. (China)*. 31, 61-67. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.09.038>
- Rheay, H., Omondi, E. & Brewer, C. (2021), Potential of hemp (*Cannabis sativa* L.) for paired phytoremediation and bioenergy production. *GCB Bioenergy*, 13, 525-536. <https://digitalscholarship.tnstate.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1166&context=agricultural-and-environmental-sciences-faculty&ref=blog.signature-products.com>
- Salazar Camacho, C., Salas Moreno, M., Paternina Uribe, R., Marrugo Negrete, J., & Díez, S. (2020). Dataset of concentrations of mercury and methylmercury in fish from a tropical river impacted by gold mining in the Colombian Pacific. *Data in brief*, 33. <https://doi.org/10.1016%2Fj.dib.2020.106513>
- Salazar Camacho, C., Salas Moreno, M., Paternina Uribe, R., Marrugo Negrete, J., & Díez, S. (2021). Mercury species in fish from a tropical river highly impacted by gold mining at the Colombian Pacific region. *Chemosphere*, 264(Pt 2). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128478>
- Servicio Geológico Colombiano (SGC). (2013). *Cartografía geológica de la plancha 62 La Ye, departamentos de Córdoba y Sucre / Servicio Geológico Colombiano (SGC)*. <https://catalogo.sgc.gov.co/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=49355>
- Sharma, K., Panchal, K., Chhimwal, M., & Kumar, D. (2023). Integrated detection and natural remediation technology as a low-cost alternative for wastewater treatment. *Health Sciences Review*. 8. <https://doi.org/10.1016/j.hsr.2023.100111>

- Song, P., Xu, D., Yue, J., Ma, Y., Dong, S., & Feng, J. (2022). Recent advances in soil remediation technology for heavy metal contaminated sites: A critical review. *Sci. Total Environ.* 838(Part 3). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156417>
- Steckling, N., Tobolik, M., Plass, D., Hornberg., Ericson, B., Fuller, R., & Bose, S. (2017). Global Burden of Disease of Mercury Used in Artisanal Small-Scale Gold Mining. *Ann. Glob. Health.* 83(2), 234-247. <https://doi.org/10.1016/j.aogh.2016.12.005>
- Suman, J., Uhlik, O., Viktorova, J., & Macek, T. (2018). Phytoextraction of Heavy Metals: A Promising Tool for Clean-Up of Polluted Environment? *Sec. Plant Biotechnology*, 9. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01476>
- Toral, O., Iglesias, J., Montes de Oca, S., Sotolongo, J., García, S., & Torsti, M. (2008). *Jatropha curcas* L., una especie arbórea con potencial energético en Cuba. *Pastos y Forrajes*, 31(3), 191-207. <https://www.redalyc.org/pdf/2691/269119697001.pdf>
- Trinidad Santos, A. (2018). Importancia de la materia orgánica en el suelo. *Agro Productividad*, 9(8). <https://revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/802>
- United Nations Environment Programme. (2019). *Global mercury assessment 2018*. United Nations Environment Programme. <https://www.unep.org/resources/publication/global-mercury-assessment-2018>
- United Nations Office on Drugs and Crime (UNODC). (2022). Colombia. Explotación de oro de aluvión EVOA. <https://www.unodc.org/colombia/es/informe-de-explotacion-de-oro-de-aluvion-2022.html#:~:text=In->

forme%20Explotaci%C3%B3n%20de%20Oro%20de,representado%20una%20din%C3%A1mica%20de%20estabilidad.

Universidad de Córdoba. (2024). Implementación de una estrategia sostenible en la recuperación de ecosistemas degradados y contaminados con mercurio generado por la minería aurífera en los departamentos de Córdoba, Sucre, Chocó. Proyecto BPIN 2020000100055. https://toxicologiaambiental.com/proyecto_fitorremediacion/

U.S. Environmental Protection Agency. (2007). *Method 7473: Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry*. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/7473.pdf>

Wang, J., Solomon, D., Lehmann, J., Zhangm X., & Amelung, W. (2006). Soil organic sulfur forms and dynamics in the Great Plains of North America as influenced by long-term cultivation and climate. *Geoderma*, 133(1–2), 160–172. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.07.003>

Wang, J., Feng, X., Anderson, C., Xing, Y., & Shang, L. (2012). Remediation of mercury contaminated sites - A review. *J. Hazard Mater.* 221, 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.035>

Wang, J., Xia, J., & Feng, X. (2017). Screening of chelating ligands to enhance mercury accumulation from historically mercury-contaminated soils for phytoextraction. *Journal of Environmental Management*, 186(Part 2), 233-239. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.031>

Wang, J., Xing, Y., Xie, Y., Meng, Y., Xia, J., & Feng, X. (2019). The use of calcium carbonate-enriched clay minerals and diammonium phosphate as novel immobilization agents for mercury remediation: Spectral inves-

- tigations and field applications. *Sci. Total Environ.* 646, 1615-1623. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.225>
- Wang, W., Xue, J., Zhang, He, M., & You, J. (2024). Extraction of heavy metals from copper tailings by ryegrass (*Lolium perenne* L.) with the assistance of degradable chelating agents. *Sci Rep.*14(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-024-58486-w>
- Wani, S., Chander, G., Sahrawat, K., Rao, C., Raghvendra, G., Susanna, P., & Pavani, M. (2012). Carbon sequestration and land rehabilitation through *Jatropha curcas* (L.) plantation in degraded lands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 161, 112-120. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.07.028>
- Xun, Y., Feng, L., Li, Y., & Dong, H. (2017). Mercury accumulation plant *Cytosium macrophyllum* and its potential for phytoremediation of mercury polluted sites. *Chemosphere.* 189, 161-170. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.055>
- Yeboah, S., Allotey, A., & Biney, E. (2015). Purification of industrial wastewater with vetiver grasses (*Vetiveria zizanioides*): the case of food and beverages wastewater in Ghana. *Asian Journal of Basic and Applied Sciences*, 2(2). <https://vetiver.org/GHA%20effluent.pdf>
- Zabala Agudelo, A., Hernández, E., Agudelo, S., Aguirre, N., & Vélez, F. (2019). Variación temporal de la morfología funcional del fitoplancton en una planicie inundable del Caribe colombiano. *Biota Colombiana*, 20(2). <https://doi.org/10.21068/c2019.v20n02a01>
- Zhao, A., Gao, L., Chen, B., & Feng, L. (2019). Phytoremediation potential of *Miscanthus sinensis* for mercury-polluted sites and its impacts on soil microbial Community. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 26, 34818–34829 <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06563-3>

CAPÍTULO III

EVALUACIÓN DE MATERIALES ORGÁNICOS E INORGÁNICOS PARA LA INMOVILIZACIÓN DE Pb, Cd, As Y Hg EN SUELOS CONTAMINADOS

EVALUATION OF ORGANIC AND INORGANIC MATERIALS FOR IMMOBILIZATION OF Pb, Cd, As AND Hg IN CONTAMINATED SOILS

Obaji-Bernal. A. M¹., Romero-Pimienta. K¹., Burgos-Núñez S.M.
Urango- Cárdenas. I.D., Marrugo-Negrete. J. L¹.

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.14825913>

¹ Departamento de Química, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad de Córdoba.
- Autor por correspondencia: aobajibernal@correo.unicordoba.edu.co

Resumen

Dentro de las principales fuentes de contaminación por metales pesados en los suelos se encuentran todas aquellas asociadas a las actividades mineras, las cuales en los últimos años en Colombia representa un sector relevante para la economía del país. El procesamiento no tecnificado y la falta de reglamentaciones exacerban la contaminación, generando escenarios que pueden representar un riesgo potencial hacia los habitantes que habitan a su alrededor. En este estudio, se evaluó el potencial de inmovilización de Arsénico (As) Plomo (Pb), Cadmio (Cd) y Mercurio (Hg) de diferentes materiales de origen orgánico e inorgánico, utilizando columnas de lixiviación empacadas con dichos materiales y eluidas con una solución de agua lluvia sintética. De los cuales el biochar, el lombriabono y la piedra pómez presentaron los mejores resultados con porcentajes de retención mayores al 90%, atribuyendo este hecho a las características fisicoquímicas de los materiales tales como su gran superficie de contacto, capacidad de intercambio catiónico y la presencia de grupos funcionales con alta afinidad para la adsorción de metales. Lo anterior sugiere el uso de estos materiales como potenciales enmendadores de suelos contaminados con As, Pb, Cd y Hg y a la vez contribuyendo al mejoramiento de las demás características de los suelos.

Palabras claves: Enmienda, metales pesados, retención de metales, residuos.

Abstract

Among the main sources of heavy metal contamination in soils are all those associated with mining activities, which in recent years in Colombia represent a relevant sector for the country's economy. Non-technified processing and the lack of regulations exacerbate contamination, generating scenarios that may represent a potential risk to the inhabitants living around them. In this study, the immobilization potential of Arsenic (As), Lead (Pb), Cadmium (Cd) and Mercury (Hg) of different

materials of organic and inorganic origin was evaluated, using leaching columns packed with these materials and eluted with a synthetic rainwater solution. Of which biochar, lombriabono and pumice presented the best results with retention percentages higher than 90%, attributing this fact to the physicochemical characteristics of the materials such as their large contact surface, cation exchange capacity and the presence of functional groups with high affinity for metal adsorption. This suggests the use of these materials as potential amenders of soils contaminated with As, Pb, Cd and Hg and at the same time contributing to the improvement of other soil characteristics.

Keywords: Amendment, heavy metals, metal retention, waste.

3.1. Introducción

Los metales pesados, como el plomo (Pb), el mercurio (Hg), el cadmio (Cd) y el arsénico (As), son elementos químicos naturalmente presentes en la corteza terrestre y se distribuyen a través de ciclos biogeoquímicos, caracterizándose por su alta densidad y toxicidad en comparación con otros elementos. Sin embargo, el crecimiento demográfico y el avance tecnológico han generado una notable producción de desechos que contienen metales pesados, derivados de actividades industriales, agrícolas y urbanas como la minería, la manufactura de productos electrónicos y el uso de fertilizantes (Ahmed et al., 2021). La liberación de estos desechos al medio ambiente ha elevado los niveles de metales pesados en distintos compartimentos ambientales, especialmente en el suelo, donde su persistencia y capacidad de ser absorbidos directamente o a lo largo de la cadena alimentaria por organismos vivos, incluidos seres humanos, plantea una creciente preocupación ambiental (Ahmed et al., 2022; Qin et al., 2023). Debido a lo anterior, hace varias décadas se han estudiado e implementado diferentes técnicas de remediación enfocadas en modificar la movilidad o la toxicidad de los elementos potencialmente tóxicos dada su naturaleza recalcitrante. Entre las distintas técnicas se pueden mencionar procesos como la adsorción, la precipitación, la lixiviación química, la oxidación

avanzada, la fotodegradación, la electrorremediación, la biodegradación, fitorremediación e inmovilización (Shen et al., 2019). Esta última se destaca ya que, es considerada un método eficaz y respetuoso con el medio ambiente para disminuir la biodisponibilidad de los metales pesados en el suelo e impidiendo que entren a la cadena alimentaria (Hamid et al., 2019).

Actualmente, se aplican enmiendas orgánicas e inorgánicas para la inmovilización de metales pesados en el suelo, estas se basan en la adsorción, la formación de complejos estables, la precipitación de minerales y el intercambio iónico (Janos et al., 2010). Entre las ventajas que presenta se destacan, su bajo costo, fácil aplicación, riesgo tóxico bajo y no produce efectos adversos en la estructura del suelo. De igual forma, se pueden mejorar las propiedades físicas como la textura, estructura, retención de humedad y químicas el pH, capacidad de intercambio catiónico del suelo, carbono orgánico, entre otros (Li y Xu, 2015; Tully y McAskill, 2020). Diferentes tipos de materiales se han utilizado para inmovilizar metales pesados en suelos contaminados, como materiales fosfatados, minerales arcillosos, carbonatos, óxidos, residuos orgánicos, estiércol, lombriabono, piedra caliza, aserrín y lodos de depuradora (Lwin et al., 2018; Nejad et al., 2021). Cada uno tiene diferentes capacidades de inmovilización de metales pesados en el suelo; bajo ciertas condiciones, una enmienda podrá ser eficaz en la inmovilización de un metal, pero puede ser ineficaz para otro, o incluso puede aumentar su movilidad (Houben et al., 2012).

El objetivo principal de este estudio fue evaluar el uso de materiales con potencial de inmovilización como la Piedra pómez, Lombriabono y Biochar entre otros, como estrategia para la inmovilización de metales pesados en suelos contaminados por Mercurio (Hg), Plomo (Pb), Arsénico (As) y Cadmio (Cd) a través de ensayos de columnas de lixiviación.

3.2. Elementos tóxicos en el suelo

El suelo es un recurso natural no renovable de gran importancia, sin embargo, también es considerado como un sumidero de contaminantes de diferente naturaleza, como los metales pesados. Si bien estos se encuentran de manera natural en la corteza terrestre, el desarrollo de actividades productivas como la explotación minera y la agricultura han aumentado su presencia exponencialmente (Tchounwou et al., 2012; Tian et al., 2017). Los elementos con potencial tóxico, son contaminantes importantes debido a su resistencia a la biodegradación, sus efectos tóxicos en los organismos, su traslocación y bioacumulación en eslabones de la cadena alimentaria como las hortalizas, frutas y cultivos, además de su infiltración a las aguas superficiales y acuíferos, los convierte en una gran amenaza para la salud humana (Szymańska et al., 2023; Wdowczyk y Szymanska, 2023).

Cuando un suelo se encuentra contaminado con estos elementos, los efectos que se observan de manera inmediata son una disminución en el número de micro y macroorganismos que habitan en el suelo, además de una reducción de los nutrientes disponible para las plantas reducción de la calidad del suelo, alteración de la estructura de la comunidad microbiana y alteración de los procesos vitales de plantas (Nagajyoti, 2010). Estas últimas, al encontrarse expuestas a elementos potencialmente tóxicos como el arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb) y mercurio (Hg) en el suelo, se ven afectadas en el desarrollo de sus actividades metabólicas, disminuyen el porcentaje de germinación y frutos, reducen su área foliar y su biomasa vegetal, además de presentar clorosis, inhibición del proceso de clorofila y disminución en la absorción de nutrientes (Hu et al., 2023; Rahman et al., 2023).

El comportamiento de estos elementos dependen en gran medida de sus interacciones con los componentes sólidos del suelo, especialmente con minerales, materia orgánica y microorganismos que son los constituyentes primarios de los agregados del suelo (Chen et al., 2019). En general los

iones metálicos solubles migran más fácilmente, mientras que los que se encontraban en estados residuales y unidos a carbonato son más estables y difíciles de migrar; los metales en estado orgánico pueden formar complejos con otros metales pesados para formar ligandos y los metales en el estado de oxidación de ferromanganeso pueden formar coprecipitados con otros iones metálicos (Huang et al., 2024; Zhang et al., 2017). Los óxidos inorgánicos como el Fe y el Mn, caracterizados por un tamaño de partícula pequeño y una superficie elevada, demuestran una fuerte fijación de iones metálicos; la materia orgánica por su parte funciona como un agente aglutinante de la agregación y estructura del suelo, además, varios grupos funcionales presentes en su superficie (grupos carboxilo, hidroxilo), basados en carbono y metoxi, influyen en la fijación y migración de los metales pesados y su ciclo geoquímico en el suelo. De igual forma, las partículas finas del suelo desempeñan un papel fundamental en la transformación y el transporte de las sustancias del suelo, estos elementos son el silicio (Si), aluminio (Al), hierro (Fe), calcio (Ca), manganeso (Mn) y los minerales de arcilla (Li et al., 2022; Wu et al., 2024).

Basados en lo anterior, los mecanismos de migración son influenciados por factores ambientales como el tamaño de la partícula, el pH, la materia orgánica y los óxidos inorgánicos, los cuales determinan las vías de transformación de los metales y los niveles de riesgo ambiental resultante (Huang et al., 2024). Una de las formas utilizadas para mejorar estas características de los suelos y por consiguiente lograr la inmovilización de estos metales es la aplicación de enmiendas, sin embargo, se requiere un análisis cuidadoso en su escogencia para evitar efectos nocivos como la producción de desechos secundarios.

3.2.1. Aplicación de enmiendas para la inmovilización de metales y ensayos de lixiviación

También denominada recuperación o atenuación natural asistida, se basa en la potenciación, mediante la aplicación de enmiendas, de una serie de procesos, que ocurren naturalmente en los suelos y que contri-

buyen a la estabilización de los contaminantes (Zubillaga, 2012). Estas pueden ser de tipo orgánicas como el biocarbón biosólidos, compost, estiércol e inorgánicas como cal, compuestos a base de fosfatos o cenizas y subproductos industriales (González, 2014; Tang et al., 2015) y su aplicación en el suelo puede mejorar su estructura, amortiguar el pH, mediante el aumento del contenido de materia orgánica, aumentar la capacidad del suelo para retener nutrientes y agua, lo que a su vez contribuye a mejorar el crecimiento y la salud de las plantas y reducir la disponibilidad de elementos tóxicos (Are et al., 2018).

Los elementos potencialmente tóxicos se lixivian fácilmente durante el proceso de movilización, especialmente en ausencia de absorción activa por parte de las plantas, lo que puede resultar en contaminación del agua subterránea y toxicidad para las plantas y biomas del suelo (Kumar et al., 2022). La precipitación ha sido catalogada como uno de los factores más importantes para esta migración, en condiciones de lluvia los sitios abandonados por minería o sitios agrícolas, podrían liberar continuamente estos contaminantes a las circundante o transportarlos a grandes distancias (Peng et al., 2022; Chen et al., 2023). Se han realizado diversos estudios para investigar el comportamiento de la lixiviación y sus impactos bajo diferentes condiciones de lluvia, encontrando que la cantidad de metales liberados al suelo no son insignificantes (Sun et al., 2018; Wang et al., 2019). Entre las tecnologías realizadas para evaluar la eficacia de una enmienda, se encuentran los ensayos en columna de suelo, estos presentan características intermedias entre los de laboratorio como la adsorción en batch y los de campo, porque permiten un mayor número de controles de características ambientales como la temperatura y humedad brindando resultados reproducibles en tiempos más cortos, también disminuyen el efecto por la pérdida de la estructura y los poros del suelo puesto que al momento de la carga de la columna se respeta la masa y el volumen en campo, utilizando la densidad aparente del suelo (Rueda et al., 2023).

3.3. Metodología

Se seleccionaron diez diferentes materiales con potencial enmendador; Lombriabono (LA), Estiércol de Burro (EB), Estiércol de vaca (EV), Binde (BD), Árbol descompuesto (AD), Aserrín (AZ), Cascarilla de arroz (CAZ), Fibra de Coco (FC), Piedra Pómez (PP) y Biochar (BC). Con el fin de determinar los tres mejores con la mayor capacidad de retención de los metales pesados Cd, Hg, Pb y As. Estos materiales fueron obtenidos desde fuentes naturales y/o procesados de manera artesanal como el caso del biochar.

3.3.1. Caracterización fisicoquímica de materiales

Cada uno de los materiales previamente a su caracterización fue molido y tamizado a través de una malla de 200 μ m para asegurar un tamaño de partícula homogéneo. Una vez obtenida una muestra homogénea se determinaron los siguientes parámetros según lo establecido en la Norma Técnica Colombia 5167 (Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación [ICONTEC], 2011).

- **Porcentaje de humedad (%H):** Se pesaron de 0,5 a 1,0 g aproximadamente de cada material en un recipiente previamente tarado, posteriormente, se llevaron a una estufa y fueron sometidos a 70°C durante 24 horas. Luego se pesó el recipiente con el material y se determinó el %H mediante el uso de una ecuación.
- **Materia orgánica (%MO):** Esta se realizó por el método de pérdidas por volatilización, este método representa una aproximación del contenido de materia orgánica presente en la muestra, considerando el 100% de la muestra menos la suma del porcentaje de humedad, cenizas y carbonatos.
- **Capacidad de retención de agua:** Se pesaron 5g de cada material en un recipiente, seguidamente, se añadieron pequeños volúmenes de agua

destilada o desmineralizada hasta el punto de saturación de cada material, durante este proceso, se agitó el recipiente con una espátula de madera con el fin de eliminar el aire y formar poco a poco una pasta la cual llegó al punto de no absorber ni escurrir agua. Finalmente se registró el volumen de agua añadida a cada material.

- **PH y potencial redox (Eh):** Se determinaron a partir de un pHmetro HANNA HI 9126, previamente calibrado con soluciones reguladoras de pH 7,0 y 4,0. Introduciendo el electrodo de vidrio en la pasta saturada.
- **Conductividad eléctrica (CE):** Se realizó la separación del extracto, transfiriendo la pasta a un embudo con papel filtro, la medición se hizo con un conductímetro SCHOTT Z453.

3.3.2. Determinación de la concentración de metales pesados (Cd, Hg, Pb, As)

Los materiales fueron sometidos a digestión ácida asistida por microondas, mediante el método EPA 3051A U.S. (Environmental Protection Agency, 2007). La cuantificación de Cd y Pb se llevó a cabo mediante espectrometría de absorción atómica por horno de grafito (GFAAS), el As por su parte, fue cuantificado mediante espectrometría de absorción atómica de generación de hidruros (HGAAS) y, por último, el Hg mediante espectrometría de absorción atómica de vapor frío (CVAAS).

3.3.3. Ensayo de retención de metales

Con el propósito de evaluar la capacidad de retención o inmovilización de Cd, Hg, Pb y As por parte de los materiales se llevaron a cabo ensayos en columnas de 50mL con dimensiones de 15 cm de largo y 1,0 cm de diámetro, terminación cónica y provista de una llave de paso para facilitar la recolección del lixiviado.

Como se observa en la Figura 3.1, a cada una de las columnas se le introdujo 1,0 g de fibra de vidrio para evitar pérdidas de material y se le adicionó una cantidad de material correspondiente a un volumen de 25mL. Las columnas fueron incubadas con cantidades fijas de 26,965 mg de Pb, 1,865 mg de As, 3,65 mg de Cd y 1 mg de Hg, durante un periodo de tiempo de 15 días al 100 % de saturación de agua de sus materiales a $25\pm 4^{\circ}\text{C}$. Estas cantidades corresponden a la cantidad de metal encontrado en 1,0kg de suelo proveniente de actividades mineras.

Figura 3.1.

Montaje de columnas realizado



Nota. Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

Finalmente, las columnas empacadas fueron eluidas con 100 mL de una solución que emula el efecto del agua lluvia, esta se preparó disolviendo 0,05 mol de NaCl en 1 litro de agua y ajustando el pH de la solución a 7,0 con NaHCO_3 (Gai et al., 2016).

3.3.4. Caracterización de los lixiviados

Una vez obtenido el lixiviado, se determinó el pH (SM 4500 H+), Eh (electrométrico) y la concentración de metales pesados mediante digestión ácida asistida por microondas según el método EPA 3015A de

2007. Posteriormente fueron cuantificados por espectrometría de absorción atómica de forma similar a lo llevado a cabo con los materiales.

3.4. Resultados y discusión

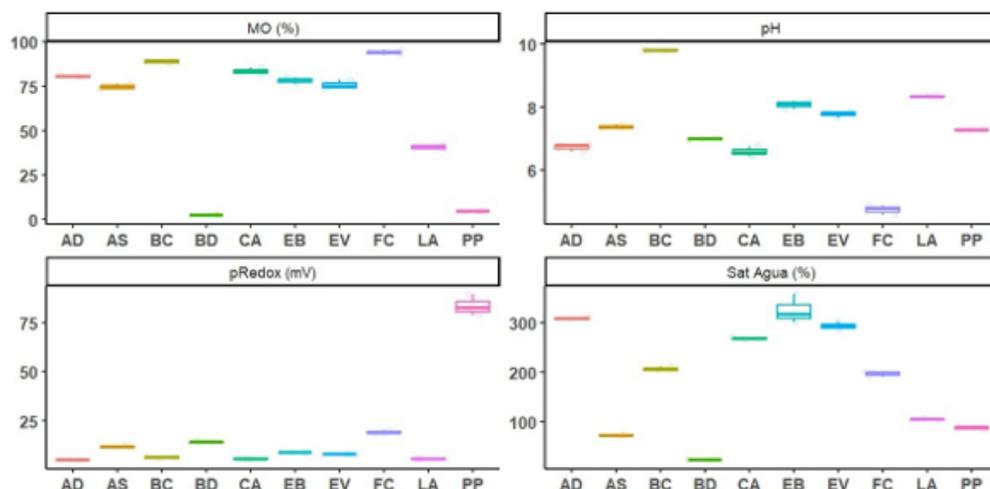
3.4.1. Caracterización fisicoquímica de los materiales

En la Figura 3.2. se muestran los parámetros fisicoquímicos analizados para cada material. Como se puede observar la mayoría de los materiales tienen un pH alcalino, a excepción de BD, PP, AD y CAZ con un pH neutro y/o ligeramente ácido, y del material FC que muestran un pH ácido. Estos bajos valores de pH en conjunto con el tipo de sistema que tiene el estudio podrían favorecer la movilidad de los metales pesados. El impacto del pH ha sido objeto de extensa investigación en diversos sistemas, destacándose su alta influencia en el proceso de biosorción de metales pesados. Esta influencia se atribuye al efecto significativo del pH en la química acuosa del ion metálico, principalmente caracterizada por la formación de complejos aquo e hidroxilos. Esta química está intrínsecamente vinculada a la acidez del catión, condicionando así el proceso de biosorción (Cuizano et al., 2010).

Con respecto al potencial redox (Eh) todos los materiales presentan valores positivos y algunos de ellos de alta magnitud como la PP. Potencial redox positivos favorece la posibilidad de proliferación de microorganismos aeróbicos que pueden traer grandes beneficios a los suelos donde son aplicados y crecimiento óptimo de plantas (Pentón et al., 2020; Husson, 2013); por otro lado, estos valores de potencial brindan la probabilidad de formación de sitios con características oxidantes facilitando la formación de complejos con metales y/o metaloides, tales como el cromo, mercurio, arsénico y selenio (Yuan et al., 2017).

Figura 3.2.

Parámetros fisicoquímicos de los materiales



Nota: LA: lombriabono; EB: estiércol de burro; EV: estiércol de vaca; AD: árbol descompuesto; BD: binde; AS: aserrín; CAZ: cascarilla de arroz; FC: fibra de coco; PP: piedra pómez y BC: biochar.

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

Los materiales EB, EV, AD, AS, CAZ y FC presentan los más altos contenidos de materia orgánica, mientras que PP muestra el más bajo nivel de MO; siendo las primeras de origen orgánico constituidas principalmente por celulosa, hemicelulosa y humus; por otro lado, PP es considerado un material inorgánico de origen volcánico, que contiene feldespato potásico, cuarzo y plagioclasa (González de Vallejo et al., 2002). El BC, a pesar de poseer un alto contenido de materia orgánica total, la fracción oxidable es muy baja, debido a su origen pirogénico que brinda una fuente de carbono estable (Beesley et al., 2011). En cuanto al porcentaje de saturación de agua (%Sat) se encontró que en orden descendente los materiales EB, AD, EV, CAZ, BC y FC poseen las mayores capacidades de retención de agua, convirtiéndose en potenciales sustancias para ser utilizadas como enmiendas tras favorecer la disponibilidad de agua en los sistemas suelo-planta.

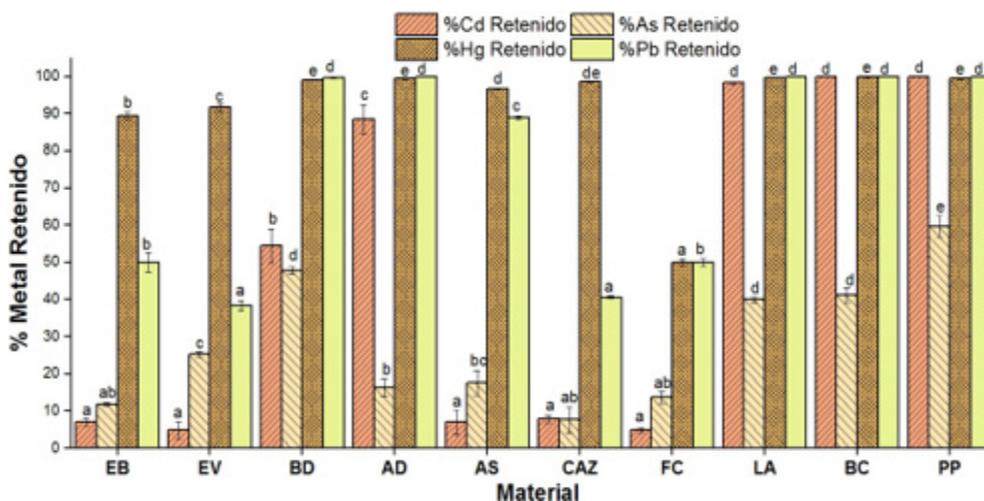
3.4.2. Ensayo de retención de metales pesados

Los resultados del ensayo de retención de metales usando los distintos materiales evaluados son mostrados en la Figura 3.3 se aprecia que los materiales con mayor porcentaje de retención de Cd, Hg y Pb son el LA, AD, PP y BC, cuyos valores varían entre el 88 % y el 100 %. De igual forma, para el As el porcentaje de retención más alto se obtuvo por parte de la PP con 59,6 %. Las enmiendas orgánicas especialmente en el caso del EV, EB, CAZ y FC presentan los más bajos porcentajes de retención de As y Cd, con valores no mayores al 25,2 % y al 7,6 % respectivamente.

El análisis de ANOVA, mostró que los porcentajes de retención de metales presentan diferencias altamente significativas entre los materiales evaluados ($p < 0,05$); mostrando distintos grupos de materiales para cada metal, tal como se observa en la Figura 3.3., de acuerdo con el análisis de Tukey.

Figura 3.3.

Porcentajes de retención de Cd, Hg, Pb y As en los materiales



Nota: EB: estiércol de burro; EV: estiércol de vaca; BD: binde; AD: árbol descompuesto; AS: aserrín; CAZ: cascarilla de arroz; FC: fibra de coco; LA: lombriabono; BC: biochar; PP: piedra pómez.
Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

Los mejores resultados en la retención de Pb y Cd obtenidos tras los ensayos con LA, AD y BC pueden ser atribuidos al alto contenido de material orgánico estabilizado por parte de estos materiales; en comparación con el material orgánico inestable (bajo nivel de descomposición) del EV (CIC = 48 cmol+/kg) y EB (CIC=105,9 cmol+/kg) (Huang et al., 2024; Domínguez et al., 2009). Es bien conocido que estos metales (Pb y Cd) tiene una alta afinidad por la materia orgánica, dada la alta CIC suministrada por la alta carga negativa de las partículas orgánicas y la presencia de diversos ligandos reactivos portadores de O, N y S (Nejad et al., 2021), sin embargo en muchos casos debido a su inestabilidad termodinámica se forman complejos órgano-metálicos de baja estabilidad lo que facilita la solubilidad del metal, debido a que estos pueden ser degradados por los microorganismos presentes en el EV y EB, favoreciendo la movilidad de los metales y su lixiviación a través de la columna (Aljumaily y Al Hamandi, 2022).

Varias investigaciones revelan que los materiales orgánicos, con bajo nivel de degradación (tipo compost), no pueden ser utilizados para la inmovilización de metales, por ejemplo, los materiales derivados desde lodos residuales incrementan la lixiviación de Cd y Zn, mientras que los derivados de residuos de plantas de cultivo pueden inmovilizar dichos metales (Van Herwijnen et al., 2007), hecho que también pudiese explicar las altas tasas de retención del AD.

Por otro lado, la estabilidad de los complejos orgánicos que forma el Cd es baja (dado su pequeño tamaño atómico) en comparación con los que forman elementos como el Pb y Hg, hecho que puede explicar los bajos valores de retención de este metal entre el EV y EB. El LA es rico en sustancias húmicas resultado del trabajo acelerado de descomposición de las lombrices (Tsang & Lo, 2006). Estas sustancias reducen la posibilidad de liberación del tóxico durante la degradación de la materia orgánica, ya que tienen una alta estabilidad química y una gran cantidad de grupos funcionales, dentro de los cuales se destacan los ácidos carboxílicos y fenólicos que junto a otros ligandos menos abundantes portadores de N y S pueden

formar enlaces de alta afinidad con cationes metálicos (Cruz et al., 2006). De igual forma, el BC al ser obtenido de la pirolisis a altas temperaturas (500°C) presenta una estructura con una gran área superficial y contenido de carbono aromático de alta estabilidad (celulosa cristalizada), por lo cual aumenta su capacidad de absorción y su carácter recalcitrante (Jindo et al., 2014). Ahmad et al. (2014), atribuye la alta capacidad de sorción del BC a su gran superficie de contacto, microporosidad, contenido de grupos funcionales ricos en oxígeno, atracciones electrostática y precipitación de los contaminantes.

El Hg presentó una alta tendencia para ser retenido por todos los materiales evaluados superando el 90 % de inmovilización en la mayoría de los casos; solo la FC presentó bajos porcentajes de retención (< 50 %), hecho que puede ser atribuido a los valores de pH ácidos (menores de 4) y a la alta salinidad (CE = 4,85 dS/m) en este tipo de material, reflejándose en los lixiviados del sistema (Tabla 3.1.). La formación de complejos con materia orgánica disuelta con la subsecuente liberación de moléculas de H⁺, puede cambiar los efectos del pH sobre las especies presentes en la solución, aumentando los niveles de Hg(OH)₂ y HgOH⁺, que facilitan la formación de complejos solubles con cloruros (Barrow y Cox, 1992).

De forma similar al Pb y Cd los materiales altamente estabilizados en contenido de materia orgánica (LA, AD y BC), obtuvieron las mejores capacidades de retención para el Hg, sugiriendo de igual forma que materiales como EV y EB presentan una alta tasa de degradación de materia orgánica. Esto podría ser soportado por los valores negativos de potencial redox observados en los lixiviados obtenidos desde estos sistemas (Tabla 3.1 pH y Potencial Redox de los lixiviados obtenidos). Zhu et al. (2015) reportaron la formación de complejos Hg-S-MOD tras la descomposición de un sustrato orgánico representando un riesgo potencial por la movilización de altos niveles de Hg orgánico.

Tabla 3.1.

PH y Potencial Redox de los lixiviados obtenidos

Material	pH	Eh(mV)
Lombriabono (LA)	7,52	145,8
Estiércol de burro (EB)	5,79	-28,86
Estiércol de vaca (EV)	4,77	-25,34
Árbol descompuesto (AD)	6,32	42,8
Binde (BD)	5,52	95,0
Aserrín (AS)	6,33	81,09
Cascarilla de arroz (CA)	4,83	95,7
Fibra de coco (FC)	3,55	188,5
Piedra pómez (PP)	7,11	230,2
Biochar (BC)	7,64	165,4

Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

La PP mostró los mejores resultados para todos los metales evaluados, esto puede ser explicado por su elevada superficie de contacto, dada su alta porosidad, que genera una amplia posibilidad de sitios activos para la sorción de metales pesados, especialmente por la gran cantidad de SiO_2 , Al_2O_3 y Fe_2O_3 . El As es el metal menos retenido por todos los materiales, esto puede ser explicado por su diferente comportamiento químico dado por su carácter semimetálico y su forma aniónica estable (H_2AsO_4^-) en solución, la cual sugiere una mejor adsorción de este a pH cercanos a la neutralidad (pH = 7) (Li et al., 2015). Otro hecho importante que se observó fue la baja sorción de metales como Pb y Cd para el caso de CAZ y FC, este hecho se puede atribuir a los bajos valores de pH, encontrados para este tipo de material que favorecen la movilidad de metales pesados por efecto de repulsión de cargas, especialmente teniendo en cuenta el pH de la solución de elución.

Existen diferentes estudios que han atribuido la notable capacidad adsorbente de la CAZ, AS y la FC a la naturaleza de sus componentes, celulo-

sa, hemicelulosa, lignina y algunas proteínas, permitiendo la remoción de metales con porcentajes hasta del 80 % (Chuah et al., 2005), lo cual difiere con los resultados obtenidos en la Figura 3.2 cuya capacidad de remoción de As y Cd como se dijo anteriormente no superaron el 25,2 % y al 7,6 %. Este resultado puede ser atribuido a la decisión de los autores de modificar los materiales, ya sea adicionándole grupos carboxilos, convirtiéndolo en carbón activado o agregándole un agente oxidante, aumentado de esta manera su área superficial, el porcentaje de especies reactivas (tales como Si-O, óxidos de Fe y otros minerales aluminosilicatados) mejorando de esta forma su capacidad de sorción. La presencia de mayores porcentajes de sílice aumenta el número de sitios que exhiben considerable afinidad a los metales pesados (Ojedokun y Bello, 2016).

3.5. Conclusiones

El lombriabono, la piedra pómez y el biochar mostraron los mejores potenciales de retención para ser usados como enmiendas en suelos contaminados con Pb, Hg, Cd y As, debido a su carácter recalcitrante y la posibilidad de contar con sitios activos que favorecen la sorción de metales pesados, mientras que aquellos materiales en bajo estado de descomposición tales como estiércol de burro y vaca, solo mostraron una alta tendencia a la retención de Hg; sin embargo, estudios más detallados acerca de la posible transformación a especies más tóxicas como el metilmercurio deben ser desarrollados, dada la alta tendencia de estos materiales a la liberación continua de grandes cantidades de materia orgánica disuelta.

3.6. Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo del Departamento de Química y al Grupo de Química del Agua, Aplicada y Ambiental de la Universidad de Córdoba, Colombia por su apoyo durante el proceso de investigación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahmad, M., Rajapaksha, A., Lim, J., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S., & Ok, Y. (2014). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. *Chemosphere*, 99, 19-33. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>
- Ahmed, S., Kumar, P., Rozbu, M., Chowdhury, A., Nuzhat, S., Rafa, N., Mahlia, T., Ong, H., & Mofijur, M. (2022). Heavy metal toxicity, sources, and remediation techniques for contaminated water and soil. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 25. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.102114>
- Aljumaily, M., & Al-Hamandi, H. (2022). Organic Matter and Heavy Metals Sorption. *Tikrit Journal for Agricultural Sciences*, 22(3), 158-165. https://www.tjas.org/article_107.html
- Are, K., Adelana, A., Fademi, I., & Aina, O. (2018). Improving physical properties of degraded soil: Potential of poultry manure and biochar. *Agriculture and Natural Resources*, 51(6), 454-462. <https://doi.org/10.1016/j.anres.2018.03.009>
- Barrow, N., & Cox, V. (1992). The effects of pH and chloride concentration on mercury sorption. I. By goethite. *Journal of Soil Science*, 43(2), 295-304. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1992.tb00137.x>

- Beesley, L., Moreno, E., Gomez, J., Harris, E., Robinson, B., & Sizmur, T. (2011). A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environ. Pollut.* 159(12), 3269-3282. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.023>
- Chen, H., Xu, J., Tan, W., & Fang, L. (2019). Lead binding to wild metal-resistant bacteria analyzed by ITC and XAFS spectroscopy. *Environ. Pollut.* 250, 118-126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.123>
- Chen, Z., Zhao, Y., Chen, D., Huang, H., Zhao, Y., & Wu, Y. (2023). Ecological risk assessment and early warning of heavy metal cumulation in the soils near the Luanchuan molybdenum polymetallic mine concentration area, Henan Province, central China. *China Geology*, 6(1), 15-26. <https://doi.org/10.31035/cg2023003>
- Chuah, T., Jumariah, A., Azni, I., Katayon, S., & Thomas, S. (2005). Rice husk as a potentially low-cost biosorbent for heavy metal and dye removal: an overview. *Desalination*, 175(3), 305-316. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.10.014>
- Cruz Guzmán, M., Celis, R., Hermosín, M., Koskinen, W., Nater, E., & Cornejo, J. (2006). Heavy Metal Adsorption by Montmorillonites Modified with Natural Organic Cations. *Soil Sci. SOC. AM. J.* 70(1), 215-221. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0131>
- Cuizano, N., Reyes, U., Dominguez, S., Llanos, B., & Navarro, A. (2010). Relevancia del PH en la adsorción de iones metálicos mediante algas pardas. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 76(2). http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=s1810-634x2010000200002&script=sci_arttext

- Domínguez, J., Aira, M., & Gómez, M. (2009). El papel de las lombrices de tierra en la descomposición de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes. *Ecosistemas* 18(2), 20-31. <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/61>
- Gai, K., Hoelen, T., Hsu, H., & Lowry, G. (2016). Mobility of Four Common Mercury Species in Model and Natural Unsaturated Soils. *Environ. Sci. Technol.* 50(7), 3342–3351. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04247>
- González de Vallejo, L., Ferrer, M., Ortuño, L., & Oteo, C. (2002). *Ingeniería geológica*. Pearson Educación. https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/5540850/mod_resource/content/1/Livro%202.pdf
- González, R. (2014). *Recuperación de Suelos Contaminados con Metales Utilizando Especies Vegetales-Fitoremediación* [Tesis de grado, Escuela Politécnica Nacional]. <https://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/8616>
- Hamid, Y., Tang, L., Yaseen, M., Hussain, B., Zehra, A., Aziz, M., He, Z., & Yang, X. (2019). Comparative efficacy of organic and inorganic amendments for cadmium and lead immobilization in contaminated soil under rice-wheat cropping system. *Chemosphere.* 214, 259-268. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.113>
- Houben, D., Pircar, J., & Sonnet, P. (2012). Heavy metal immobilization by cost-effective amendments in a contaminated soil: Effects on metal leaching and phytoavailability. *Journal of Geochemical Exploration*, 123, 87-94. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2011.10.004>
- Huang, F., Dong, F., Chen, L., Zeng, Y., Zhou, L., Sun, S., Wang, Z., Lai, J., & Fang, L. (2024). Biochar-mediated remediation of uranium-contamina-

- ted soils: evidence, mechanisms, and perspectives. *Biochar*, 6(16). <https://doi.org/10.1007/s42773-024-00308-3>
- Hu, Y., Wang, H., Zhou, B., Li, Z., Jia, H., Deji, P., Liu, N., & Wei, J. (2023). Effects of cadmium stress on fruits germination and growth of two herbage species. *Open Life Sci.* 18(1). <https://doi.org/10.1515/biol-2022-0544>
- Husson, O. (2013). Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: a transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. *Plant and Soil*, 362, 389-417. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-012-1429-7>
- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC). (2011). *Norma Técnica Colombiana. Productos para la industria agrícola. Productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas o acondicionadores de suelo.*
- Janos, P., Vávrová, J., Herzogová, L. & Pilarová, V. (2010). Effects of Inorganic and Organic Amendments on the Mobility (Leachability) of Heavy Metals in Contaminated Soil: A Sequential Extraction Study. *Geoderma*, 159(3), 335-341. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.08.009>
- Jindo, K., Mizumoto, H., Sawada, Y., Sanchez, M., & Sonoki, T. (2014). Physical and chemical characterization of biochars derived from different agricultural residues. *Biogeosciences*, 11, 6613–6621. <https://doi.org/10.5194/bg-11-6613-2014>
- Kumar, M., Bolan, N., Jasemizad, T., Padhye, L., Sridharan, S., Singh, L., Bolan, S., O'Connor, J., Zhao, H., Shaheen, S., Song, H., Siddique, K., Wang, H., Kirkham, M. B., & Rinklebe, J. (2022). Mobilization of contaminants:

- Potential for soil remediation and unintended consequences. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156373>
- Li, J., & Xu, Y. (2015). Immobilization of Cd in paddy soil using moisture management and amendment. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 22(7), 5580-5586. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3788-5>
- Li, Q., Wang, Y., Li, Y., Li, L., Tang, M., Hu, W., Chen, L., & Ai, S. (2022). Speciation of heavy metals in soils and their immobilization at micro-scale interfaces among diverse soil components. *Science of The Total Environment*, 825. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153862>
- Li, S., Li, J., Li, H., Naidu, R., & Ma, L. (2015). Arsenic bioaccessibility in contaminated soils: Coupling in vitro assays with sequential and HNO₃ extraction. *J. Hazard Mater.* 295, 145-152. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.04.011>
- Lwin, C., Seo, B., Kim, H., & Owens, G. (2018). Application of soil amendments to contaminated soils for heavy metal immobilization and improved soil quality—a critical review. *Soil Science and Plant Nutrition*, 64(8), 1-12. <https://doi.org/10.1080/00380768.2018.1440938>
- Nagajyoti, P., Lee, K., & Tvm, S. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 8(3), 199-216. <http://dx.doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>
- Nejad, Z., Rezanian, S., Jung, M., Al-Ghamdi, A., Mustafa, A., & Elshikh, M. (2021). Effects of fine fractions of soil organic, semi-organic, and inorganic amendments on the mitigation of heavy metal(loid)s leaching and bioavailability in a post-mining area. *Chemosphere*. 271. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129538>

- Ojedokun, A., & Bello, O. (2016). Sequestering heavy metals from wastewater using cow dung. *Water Resources and Industry*, 13, 7-13. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2016.02.002>
- Peng, J., Zhang, S., Han, Y., Bate, B., Ke, H., & Chen, Y. (2022). Soil heavy metal pollution of industrial legacies in China and health risk assessment. *Sci. Total Environ.* 816. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151632>
- Pentón Fernández, G., Martín, G., Brea, O., Hernández, O., Scdmidt, H. (2020). Efecto de la fertilización orgánica en indicadores morfológicos y agronómicos de dos variedades de *Manihot esculenta* Crantz. *Pastos y Forrajes*, 43(2), 159-168. <https://www.redalyc.org/journal/2691/269164290010/html/>
- Qin, M., Jin, Y., Peng, T., Zhao, B., & Hou, D. (2023). Heavy metal pollution in Mongolian-Manchurian grassland soil and effect of long-range dust transport by wind. *Environment International*, 177. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108019>
- Rahman, S., Han, J., Ahmad, M., Gao, S., Khan, K., Li, B., Zhou, Y., Zhao, X., & Huang, Y. (2023). Toxic effects of lead (Pb), cadmium (Cd) and tetracycline (TC) on the growth and development of *Triticum aestivum*: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 904. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166677>
- Rueda, L., Carrillo, A., Miranda, R., Puy, M., Zanon, G., Ramirez, M., Muñoz, C., Kshirsagar, P., & Liao, X. (2023). Heavy metal and metalloids concentration and mobility in soil leaching into a basin impacted by 500 years of mining in central Mexico: Column experiments and geochemical modeling. <http://dx.doi.org/10.21203/rs.3.rs-3475332/v1>

- Shen, Z., Jin, F., O'Connor, D., & Hou, D. (2019). Solidification/Stabilization for Soil Remediation: An Old Technology with New Vitality. *Environ. Sci. Technol.* 53(20), 11615-1167. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04990>
- Sun, Z., Xie, X., Wang, P., Hu, Y., & Cheng, H. (2018). Heavy metal pollution caused by small-scale metal ore mining activities: A case study from a polymetallic mine in South China. *Science of The Total Environment*, 639, 217-227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.176>
- Szymańska Pulikowska, A., Wdowczyk, A., & Wiercik, P. (2023). Analysis of changes on substrates filling constructed wetland systems after landfill leachate treatment—FTIR study. *Journal of Cleaner Production*, 411. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137336>
- Tang, X., Li, X., Liu, X., Hashmi, M., Xu, J., & Brookes, P. (2015). Effects of inorganic and organic amendments on the uptake of lead and trace elements by *Brassica chinensis* grown in an acidic red soil. *Chemosphere*. 119, 177-183. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.05.081>
- Tchounwou, P., Yedjou, C., Patlolla, A., & Sutton, D. (2012). Heavy metal toxicity and the environment. *Exp Suppl.* 133-164. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- Tian, K., Huang, B., Xing, Z., & Hu, W. (2017). Geochemical baseline establishment and ecological risk evaluation of heavy metals in greenhouse soils from Dongtai, China. *Ecological Indicators*, 72, 510-520. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.037>
- Tsang, D., & Lo, I. (2006). Competitive Cu and Cd sorption and transport in soils: a combined batch kinetics, column, and sequential extraction

- study. *Environmental Science & Technology*, 40(21), 6655–6661. <https://doi.org/10.1021/es060625i>
- Tully, K., & McAskill, C. (2020). Promoting soil health in organically managed systems: a review. *Organic Agriculture*, 10, 339-358. <https://link.springer.com/article/10.1007/s13165-019-00275-1>
- Universidad de Córdoba. (2024). Implementación de una estrategia sostenible en la recuperación de ecosistemas degradados y contaminados con mercurio generado por la minería aurífera en los departamentos de Córdoba, Sucre, Chocó. Proyecto BPIN 2020000100055. https://toxicologiaambiental.com/proyecto_fitoremmediacion/
- U.S. Environmental Protection Agency. (2007). *Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils*. U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3051a.pdf>
- Van Herwijnen, R., Hutchings, T., Al Tabbaa, A., Moffat, A., Johns, M., & Ouki, S. (2007). Remediation of metal contaminated soil with mineral-amended composts. *Environmental Pollution*, 150(3), 347-354. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.01.023>
- Wang, P., Sun, Z., Hu, Y., & Cheng, H. (2019). Leaching of heavy metals from abandoned mine tailings brought by precipitation and the associated environmental impact. *Sci. Total Environ.* 695. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133893>
- Wdowczyk, A., & Szymanska, A. (2023). Effect of substrates on the potential of *Phragmites australis* to accumulate and translocate selected contami-

- nants from landfill leachate. *Water Resources and Industry*, 29. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2023.100203>
- Wu, B., Wan, Q., Li, X., Lin, S., Jiang, Y., Yang, X., Li, J., Lin, Q., Morel, J., & Qiu, R. (2024). Heavy metal migration dynamics and solid-liquid distribution strategy in abandoned tailing soils. *J. Hazard Mater.* 468. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133794>
- Yuan, Y., Bolan, N., Prévosteu, A., Vithanage, M., Biswas, J., Ok, Y., & Wang, H. (2017). Applications of biochar in redox-mediated reactions. *Bioresour Technol.* 246, 271-281. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.154>
- Zhang, X., Yang, H., & Cui, Z. (2017). Evaluation and analysis of soil migration and distribution characteristics of heavy metals in iron tailings. *Journal of Cleaner Production*, 172, 475-480. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.277>
- Zhu, H., Zhong, H., Evans, D., & Hintelmann, H. (2015). Effects of rice residue incorporation on the speciation, potential bioavailability and risk of mercury in a contaminated paddy soil. *Journal of Hazardous Materials*, 293, 64-71. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.03.051>
- Zubillaga, M. (2012). *Remediación de suelos forrajeros contaminados con metales pesados: impacto de la aplicación de residuos orgánicos y fitoextracción* [Tesis de Doctorado, Universidad de Coruña]. <https://ruc.udc.es/dspace/handle/2183/10061?locale-attribute=es>

CAPÍTULO IV

VALORIZACIÓN DE BIOMASA ACUÁTICA CONTAMINADA CON MERCURIO PROVENIENTE DE CUERPOS DE AGUA DE LA MOJANA, EN EL DEPARTAMENTO DE SUCRE, MEDIANTE LA TÉCNICA DE COMPOSTAJE

VALORIZATION OF MERCURY- CONTAMINATED AQUATIC BIOMASS FROM WATER BODIES IN LA MOJANA, IN THE DEPARTMENT OF SUCRE, USING THE COMPOSTING TECHNIQUE

Caraballo-Laza. M.J¹, Laza-Durante. M¹, Durante-Yáñez. E. V¹,
Ossa-Henao. D. M¹, Navas-Nemes. D.A¹, Tapia-Contreras. E.E¹,
Viña-Pico. M.A¹, Marrugo- Negrete. J. L¹, Paternina-Uribe. R²

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.14825968>

1 Programa de Química, Departamento de Química, Grupo de Investigación en Aguas, Química Aplicada y Ambiental, Universidad de Córdoba

2 Programa de Regencia y Farmacia, Departamento de Regencia y Farmacia, Universidad de Córdoba.

* Autor por correspondencia: jmarrugo@correo.unicordoba.edu.co

Resumen

En este estudio se evaluó el compostaje como alternativa para aprovechamiento de biomasa vegetal contaminada con mercurio (Hg) presente en cuerpos de agua de la región de La Mojana (San Marcos y Majagual). Se desarrolló un diseño experimental unifactorial en el cual se sometieron a compostaje tres tratamientos con biomasa contaminada (T1, T2 y T3). Durante el proceso de compostaje se monitorearon variables fisicoquímicas, se analizó el comportamiento del Hg en la matriz de compostaje y se determinó la biodisponibilidad del Hg en el compost. Al finalizar el proceso se realizó la caracterización fisicoquímica del compost y se compararon sus propiedades con los valores de referencia establecidos en la Norma Técnica Colombiana 5167 de 2022 para abonos o fertilizantes orgánicos sólidos. De acuerdo con la medición de las variables fisicoquímicas, el proceso de compostaje se desarrolló principalmente a una temperatura mesófila ($< 40^{\circ}\text{C}$), el pH finalizó ligeramente alcalino en todos los tratamientos (T1 ($8,9 \pm 0,06$), T2 ($8,7 \pm 0,13$) y T3 ($8,2 \pm 0,19$)) y la conductividad eléctrica fue relativamente baja ($< 8\text{dS/m}$) indicando que el compost generado podría incidir en el buen desarrollo de las plantas. Al comparar las concentraciones de Hg inicial y final se obtuvo que el contenido de este aumentó en el material final, lo cual se puede inferir su estabilización. Por otra parte, el análisis de biodisponibilidad (método de Bloom) indicó que el Hg se encontró principalmente asociado a la fracción residual a la cual se encuentran ligados compuestos de Hg difíciles de degradar, como sulfuro de Hg y Hg elemental. Finalmente, el compost producido en los diferentes tratamientos podría ser utilizado para la recuperación de suelos degradados, mediante la fertilidad, absorción de nutrientes, retención de la humedad y recuperación de la cobertura vegetal, aunque no cumple exactamente con los valores establecidos por la NTC 5167 de 2022.

Palabras claves: Biomasa contaminada, Plantas acuáticas, Estabilización del mercurio, *Eichhornia crassipes*, Región de La Mojana.

Abstract

This study evaluated composting as an alternative for the use of mercury (Hg) contaminated plant biomass in water bodies in the La Mojana region (San Marcos and Majagual). A one-factorial experimental design was developed in which three treatments with contaminated biomass (T1, T2, and T3) were subjected to composting. During the composting process, physicochemical variables were monitored, the behavior of Hg in the compost matrix was analyzed and the bioavailability of Hg in the compost was determined. At the end of the process, the physicochemical characterization of the compost was carried out and its properties were compared with the reference values established in Colombian Technical Standard 5167 of 2022 for organic fertilizers or solid organic fertilizers. According to the measurement of physicochemical variables, the composting process developed mainly at a mesophilic temperature ($< 40^{\circ}\text{C}$), the pH ended slightly alkaline in all treatments (T1 ($8,9 \pm 0,06$), T2 ($8,7 \pm 0,13$) and T3 ($8,2 \pm 0,19$)) and the electrical conductivity was relatively low ($< 8\text{dS/m}$) indicating that the compost generated could affect the good development of the plants. A comparison of the initial and final Hg concentrations revealed an increase in Hg content in the final material, which can be attributed to its stabilization. On the other hand, bioavailability analysis (Bloom's method) indicated that Hg was mainly associated with the residual fraction to which Hg compounds difficult to degrade, such as Hg sulfide and elemental Hg, are bound. Finally, the compost produced in the different treatments could be used for the recovery of degraded soils, through fertility, nutrient absorption, moisture retention and recovery of vegetation cover, although it does not exactly meet the values established by NTC 5167 of 2022.

Keywords: Contaminated biomass, Aquatic plants, Mercury stabilization, *Eichhornia crassipes*, and La Mojana Region.

4.1. Introducción

La extracción de oro en Colombia ha ocasionado una progresiva contaminación de los recursos naturales debido al uso excesivo de mercurio (Hg) en los procesos de amalgamación. Esto ha dado lugar a la formación de extensas áreas de pasivos ambientales mineros y ha generado impactos ambientales negativos, evidenciándose un deterioro cada vez más marcado en la calidad del agua y del suelo (Carranza et al., 2019; Marrugo Negrete, 2018).

En el departamento de Sucre, aunque no existe una explotación intensiva de oro, es una zona receptora de la contaminación por Hg en los ríos San Jorge y Cauca. Numerosos estudios han resaltado la presencia de metales pesados y metaloides, destacando el Hg, evidenciado en distintas matrices del ecosistema como suelos, agua, sedimentos, especies vegetales, peces y otros alimentos (Carranza et al., 2019; Marrugo Negrete et al., 2018; Argumedo et al., 2013; Calao y Marrugo, 2015; Galeano et al., 2021; Gracia et al., 2010; Marrugo Negrete et al., 2008; Marrugo Negrete et al., 2010). Es por ello que, las plantas acuáticas o macrófitas presentes en los cuerpos de agua de la región de La Mojana han demostrado tener la capacidad de acumular concentraciones de Hg en sus tejidos. Esto sugiere su adaptabilidad a entornos acuáticos contaminados. Algunas plantas como el buchón de agua (*Eichhornia crassipes*) acumulan Hg en las raíces particularmente porque están en contacto directo con el contaminante ya sea en el agua, material particulado o sedimento de aguas poco profundas, ocasionando que esta especie sea considerada como bioacumulador de Hg (Marrugo Negrete et al., 2018).

La biomasa de esta planta suele ser una fuente de alimento para animales de consumo en las comunidades cercanas a los sistemas acuáticos. Sin embargo, su capacidad de bioacumulación plantea un riesgo potencial para la salud, ya que, al utilizarla en la producción de alimentos agropecuarios se inician procesos de biomagnificación del metal en la cadena alimentaria.

Aunque la dinámica de remediación de los pasivos ambientales mineros ocurre naturalmente a través de la fitorremediación, presentan una desventaja en la gestión de la biomasa generada. Dado que esta biomasa está contaminada, por lo tanto, deben emplearse o eliminarse de manera adecuada para alcanzar la sustentabilidad ambiental. Por consiguiente, es de suma importancia considerar la aplicación de métodos biotecnológicos que reduzcan el volumen de la biomasa y promuevan la reutilización de los residuos orgánicos, especialmente aquellos con alto potencial de contaminación (Torres et al., 2019).

En este sentido, la técnica de compostaje es un proceso especialmente significativo para tener éxito en el manejo y aprovechamiento de biomasa contaminada, puesto que, es un proceso efectivo para transformar los residuos sólidos orgánicos en productos de valor agregado pudiéndose utilizar estos como enmiendas para los suelos contaminados (Attigbe et al., 2019; Gusain et al., 2018). Durante el compostaje los microorganismos (bacterias, actinomicetos y hongos lignolíticos) pueden degradar contaminantes a compuestos inocuos como el dióxido de carbono y el agua (Zheng et al., 2022). Asimismo, pueden biotransformar contaminantes en sustancias menos tóxicas y/o retener contaminantes, como metales pesados dentro de la matriz orgánica, reduciendo así su biodisponibilidad (Lin et al., 2022; Vargas et al., 2019).

Con el manejo de la biomasa contaminada en cuerpos de agua afectados por la contaminación por Hg proveniente de procesos de minería aurífera, se pretende reducir el riesgo a la salud humana (consumo de alimentos contaminados) y ambiental. Por otra parte, se busca adelantar acciones para la sostenibilidad del manejo de residuos sólidos contaminados para incrementar la continuidad y la eficacia de los procesos de fitorremediación en lo posible regionales y/o acordes con la política nacional para la gestión integral de residuos sólidos en el país.

Por lo anterior, la identificación de una estrategia eficiente para la valorización de biomasa contaminada con Hg en áreas de alto impacto de mi-

nería aurífera puede brindar un beneficio ambiental y económico de vital importancia para la sociedad, por lo que en esta investigación se planteó evaluar el proceso de compostaje como una estrategia para darle valor agregado a biomasa contaminada con Hg provenientes de cuerpos de agua contaminados en La Mojana teniendo en cuenta principalmente el comportamiento de este elemento en la matriz de compostaje.

4.2. Metodología

4.2.1. Ubicación del estudio

Este ensayo piloto de compostaje se realizó en una casa malla ubicada en la Facultad de Ciencias básicas de la Universidad de Córdoba, bajo las siguientes condiciones agroclimáticas: zona media del Valle del Sinú, a 8° 44" Latitud Norte y 75°53' Longitud Oeste respecto al meridiano de Greenwich, con una altura de 14 m.s.n.m.

4.2.2. Muestreo de plantas acuáticas

Para llevar a cabo esta investigación, se utilizó biomasa vegetal contaminada (BC) con Hg proveniente de dos sitios localizados en el departamento de Sucre. El primero, se ubicó en el municipio de Majagual en Caño Mojana (N 08°31'45,7"; W 75°01'46,8") y el segundo, en el municipio de San Marcos en Caño Viloría (N 08°35'23,6"; W 74°40'33,2"). La selección de los sitios se basa en el estudio previo realizado por Marrugo Negrete et al. (2018) el cual reportó contaminación por Hg en agua, plantas acuáticas y sedimentos de estos caños.

La biomasa se colectó mediante un transecto de 50 m lineales a la orilla de cada caño. Las especies predominantes en estos sitios correspondieron a: *Eichhornia crassipes*, *Thalia geniculata*, *Eichhornia azurea*, *Lemna minor*, *Polygonum densiflorum*, *Ceratopteris pteridoides* y *Marsilea polycarpa*, las cuales fueron identificadas taxonómicamente en el Herbario de la Universidad de Córdoba (HUC). Es importante resaltar, que algunas de estas especies poseen alto potencial fitorremediador.

Por otra parte, se debe mencionar que la biomasa colectada en los dos sitios se mezcló con el fin de obtener una muestra compuesta. Posteriormente, la biomasa obtenida fue transportada hasta el piloto de compostaje ubicado en la Universidad de Córdoba.

4.2.3. *Obtención de la materia prima*

Para el montaje de los procesos de compostaje se colectaron diferentes materias primas:

- **Residuos orgánicos de cocina (ROC):** fueron obtenidos de cafeterías y restaurantes de la Universidad de Córdoba. Entre los ROC se encontraron principalmente cáscaras de frutas y verduras, cáscaras de huevo, asientos de café, entre otros.
- **Estiércol bovino (EB):** este fue recolectado en haciendas ganaderas o plantas de servicio de sacrificio de bovinos, aledañas al piloto de compostaje en la Universidad de Córdoba.
- **Cascarilla de arroz (CA):** se adquirió de una arrocera cercana al piloto de compostaje.
- **Biomasa no contaminada (BNC):** para el montaje de los controles, se hizo necesario identificar humedales o cuerpos de agua sin antecedentes por contaminación con mercurio aledaños a la Universidad de Córdoba. Al tomar estas muestras se tuvo en cuenta que las plantas acuáticas fueran en lo posible individuos de las mismas especies muestreadas en la BC.

4.2.4. *Diseño experimental*

Para llevar a cabo esta investigación se desarrolló un diseño experimental unifactorial donde el factor fue la biomasa contaminada. Se sometió a compostaje con tres tratamientos (T1: 2,5 kg, T2: 5 kg y T3: 7,5 kg). Además, se implementó un tratamiento control con biomasa no

contaminada (BNC), esto con el fin de establecer una referencia para evaluar la eficacia de los tratamientos, minimizando la posibilidad de que las diferencias observadas se deban a factores distintos a los tratamientos que se están evaluando. Cada tratamiento y el control se evaluaron por triplicado, para un total de 12 unidades experimentales.

Las proporciones de BC y materias primas evaluadas en cada tratamiento se indica en la Tabla 4.1. La mezcla inicial de los materiales no superó en su masa total los 10,5 kg. Este experimento se realizó a escala de laboratorio, en cajas plásticas rectangulares con capacidad para 50 kg.

Tabla 4.1.

Relación de las mezclas en cada tratamiento

Tratamiento	BC (kg)	BNC (kg)	ROC (kg)	EB (kg)	CA (kg)	Peso final (kg)
T1	2,5	0	6,0	1,5	0,5	10,5
T2	5,0	0	3,5	1,5	0,5	10,5
T3	7,5	0	1,0	1,5	0,5	10,5
T0 (control)	0	5,0	3,5	1,5	0,5	10,5

Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

BC: biomasa contaminada; BNC: biomasa no contaminada; ROC: residuos orgánicos de cocina; EB: estiércol bovino; CA: cascarilla de arroz. La adición de cada insumo se realizó en kilogramos.

4.2.5. Monitoreo de parámetros fisicoquímicos durante el proceso de compostaje

Luego de su montaje, al material contenido en cada compostera se le realizó el monitoreo de variables fisicoquímicas como la temperatura (°C), pH, y conductividad eléctrica (CE) (dS m⁻¹), las cuales, permitieron

hacer un seguimiento de la descomposición y transformación adecuadas de la materia orgánica (Akber y Chandra, 2020). Para la medición de la temperatura, se usó un termómetro bimetálico (Brixco), el cual, se introdujo en cinco lugares diferentes dentro de la compostera para así promediar y obtener un valor más acertado sobre la temperatura al momento de su medición. Para la medición del pH y CE fue necesario tomar muestras del contenido en cada compostera (5 g). Cada muestra sólida se depositó en un tubo falcón de 50 ml, para posteriormente adicionar 10 ml de agua desionizada y con esto diluir mediante agitación la muestra sólida (1 minuto). El pH y CE se midieron en el sobrenadante obtenido (Rastogi et al., 2020). Para lo anterior se empleó un equipo multiparámetros (modelo: pH3310/20310592).

Este monitoreo se realizó durante tres meses, dos veces por semana, misma frecuencia con la cual se llevó a cabo el manejo de las composteras el cual consistió en la extracción de lixiviados y volteo del material asegurando su aireación.

4.2.6. Pérdida de biomasa durante el proceso de compostaje

La cuantificación de la pérdida de biomasa debido a la transformación de los materiales adicionados en cada tratamiento se realizó calculando el cociente entre la pérdida de masa (masa inicial menos la sumatoria entre masa final y los lixiviados extraídos) y la masa inicial expresada en porcentaje, empleando la Ecuación 4.1., modificada de Yeo et al. (2020).

Ecuación 4.1.: Pérdida de biomasa

$$\text{Pérdida de biomasa (\%)} = m - \frac{(\sum m_f + m_i)}{m_i \times 100}$$

4.2.7. Análisis de las concentraciones de mercurio total

Las concentraciones de mercurio total (HgT) se analizaron al inicio y final del proceso de compostaje en cada tratamiento. La muestra inicial

se tomó el primer día del montaje y la muestra final al terminar el proceso. En ambos casos, las muestras fueron procesadas teniendo en cuenta lo especificado en el método EPA 7473 (Marrugo Negrete et al., 2018; U.S. Environmental Protection Agency, 1998). Posteriormente, fueron analizadas por medio de descomposición térmica, amalgamación y absorción atómica mediante un analizador directo de mercurio (Milestone DMA 80 Tri Cell). La cuantificación en el equipo se realizó mediante una curva de calibración obteniendo un coeficiente de determinación de 0,9990. El límite de detección con tres veces la desviación estándar de 10 medidas de blancos fue de 0,05 ng Hg ($3 \mu\text{g Hg kg}^{-1}$) y el método fue evaluado usando material de referencia certificado IAEA-336, elementos trazas en líquenes (valor certificado = $0,20 \pm 0,04 \mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) y IAEA-SL⁻¹ Lake Sediment (Valor certificado = $0,13 \pm 0,05 \mu\text{g g}^{-1}$ peso seco).

Por otra parte, el contenido de mercurio en los lixiviados fue determinado usando un analizador de Hg Lumex RA-915M Acoplado al módulo RP – 92, bajo lo establecido en el método EPA 7470A (Hg en residuos líquidos por la técnica en vapor frío) (U.S. EPA, 1998).

4.2.8. Balance de masas para el mercurio total

Para calcular el balance de masas para el HgT en cada uno de los tratamientos, fueron necesarias las concentraciones de HgT inicial y final, asimismo, la masa inicial y final de las mezclas, y el volumen y concentraciones de mercurio de los lixiviados extraídos en cada tratamiento. La ecuación para el balance de masas se describe a continuación (Ecuación 4.2.):

Ecuación 4.2.: Balance de masas

$$[\text{Hg}_i] \times m_i = [\text{Hg}_f] \times m_f + ([\text{Hg}_L] \times V_L) + m_{\text{Hg}}$$

Donde:

$[Hg_i]$: concentración inicial de Hg ($\mu\text{g Hg kg}^{-1}$);

m_i : masa inicial de la mezcla de compostaje (kg);

$[Hg_f]$: concentración final de Hg en el compost maduro ($\mu\text{g Hg kg}^{-1}$);

m_f : masa final de la mezcla de compostaje (kg)

$[Hg_L]$: concentración de Hg en los lixiviados extraídos de cada tratamiento ($\mu\text{g Hg L}^{-1}$);

V_L : volumen de los lixiviados extraídos de cada tratamiento (L)

m_{Hg} : masa de Hg que disminuyó en forma de vapor (Liu et al., 2022).

En todos los casos se reporta el promedio de los valores obtenidos de cada tratamiento.

4.2.9. Biodisponibilidad del mercurio en el compost

Para determinar el mercurio biodisponible en el producto final (compost) de cada tratamiento se empleó un método de especiación secuencial para el Hg o método de Bloom et al. (2003). Este método es especialmente útil para estudiar la movilidad y la biodisponibilidad del Hg compuesto de cinco fracciones de extracción en las que diferentes formas de Hg se disuelven o extraen selectivamente. El fraccionamiento del Hg en este método incluye fracción soluble en agua (F1 o F-w), fracción soluble en ácidos estomacales humanos (F2 o F-h), complejos orgánicos u órgano- quelados (F3 o F-o), Hg elemental (F4 o F-e) y compuestos poco móviles como HgS o HgSe (F5 o F-s), siendo la fracción biodisponible la suma de las fracciones F-w y F-h (Gutiérrez et al., 2020).

El procedimiento de extracción secuencial establecido por Bloom fue evaluado en cuanto a exactitud y precisión con muestras recolectadas y material de referencia IAEA-SL-1, sometiendo a estas a todo el proceso de extracción secuencial y comparando la suma de las fases con las concentraciones totales. La exactitud de las muestras analizadas y del material de referencia establecida en relación a la sumatoria de las diferentes fases biodisponibles arrojaron una recuperación entre 96,2 y 97,1 %, y un coeficiente de variación menor al 5 % con respecto a la concentración total de Hg, indicando una gran aceptabilidad del método. Las concentraciones de HgT, y otras fracciones en el compost se presentaron como Hg en peso seco.

4.2.10. Análisis de calidad del compost

Para determinar la calidad del compost obtenido en los tratamientos, según los valores estándares establecidos en la Norma Técnica Colombiana 5167 para abonos o fertilizantes orgánicos sólidos (ICONTEC, 2022), se tomaron muestras de aproximadamente 500 g del compost al finalizar cada proceso y se enviaron a un laboratorio de caracterización especializado. Los parámetros fisicoquímicos analizados al compost fueron: pH (Pasta saturación/potenciométrico), conductividad eléctrica (pasta de saturación/conductimétrico) retención de humedad (pasta de saturación/gravimétrico), humedad (gravimetría), cenizas (gravimétrico), carbono orgánico oxidable total (COOT) (solución K_2Cr_2O /colorimetría), capacidad de intercambio catiónico (CIC) (acetato de amonio/volumétrico), relación C/N (relación matemática), nitrógeno total (sumatoria de especies de nitrógeno), fósforo total (ácido nítrico/colorimétrico), potasio total (ácido nítrico/EAA), entre otros.

4.2.11. Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó sobre el comportamiento de las variables fisicoquímicas (temperatura, pH y conductividad eléctrica) y el Hg durante el proceso de compostaje. A las variables fisicoquímicas se les

realizó inicialmente un análisis de varianza (ANOVA) para comparar las varianzas entre las medias de los tratamientos evaluados. Posteriormente, se aplicó la prueba de Tukey, el valor de significancia considerado fue de $p = 0,05$. Los análisis se realizaron en el software R Estudio.

4.3. Resultados y análisis

4.3.1. Comportamiento de los parámetros fisicoquímicos durante el proceso de compostaje

4.3.1.1. Temperatura

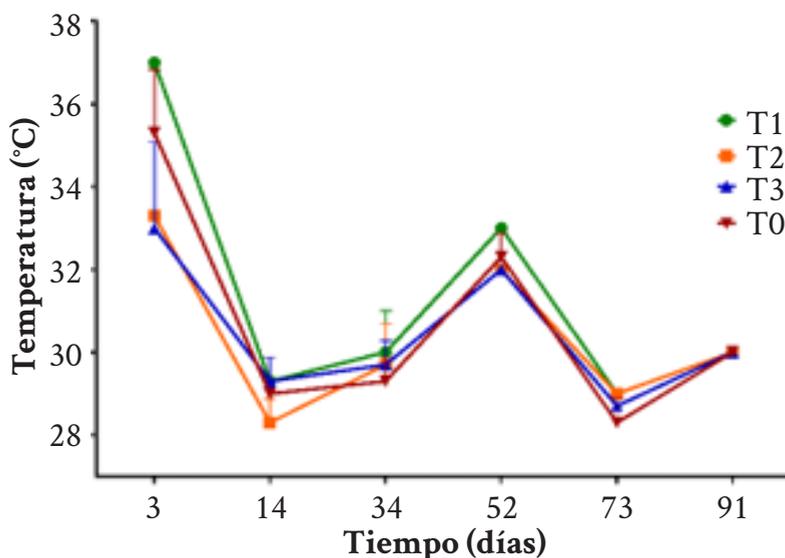
La temperatura es un factor importante que varía en función de la actividad biológica de los microorganismos. Durante el proceso de compostaje se pueden identificar cuatro fases (mesófila, termófila, enfriamiento y maduración) y constituye una de las condiciones ambientales determinantes durante el proceso de compostaje (Arrigoni et al., 2018; Li et al., 2020). Inicialmente, los organismos mesófilos se multiplican debido a los azúcares y aminoácidos fácilmente disponibles (Chowdhury et al., 2013). Luego, algunos hongos y bacterias termófilas continúan el proceso, elevando la temperatura, este aumento de temperatura es crucial porque el calor elimina patógenos y semillas de malezas (Zhang et al., 2024). Finalmente, le sigue un período de maduración, durante el cual la temperatura desciende gradualmente hasta una temperatura ambiente (Makan et al., 2020).

En la Figura 4.1. se observa el comportamiento de la temperatura durante el proceso de compostaje de los tratamientos evaluados. Esta tuvo el siguiente comportamiento, para el tratamiento control (T0) entre $28,3 \pm 0,57^{\circ}\text{C}$ y $35,3 \pm 1^{\circ}\text{C}$, T1 entre $29 \pm 0^{\circ}\text{C}$ y $37 \pm 0^{\circ}\text{C}$, T2 entre $28,3 \pm 0,58^{\circ}\text{C}$ y $33,3 \pm 1^{\circ}\text{C}$ y finalmente T3 entre $28,6 \pm 1^{\circ}\text{C}$ y $33 \pm 1^{\circ}\text{C}$. Al iniciar el proceso, la temperatura tomo valores entre 33 y 37°C registrándose además en esta semana el mayor grado de temperatura para los tratamientos y principalmente para el T1. A partir de la segunda semana la temperatura

se mantuvo por debajo de estos valores hasta finalizar en una temperatura de 30°C para todos los tratamientos. Durante la primera semana de compostaje se pudo determinar que existieron diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos T1 y control con los tratamientos T2 y T3 ($p < 0,05$). Sin embargo, al finalizar los procesos de compostaje la temperatura no mostró diferencias estadísticas significativas ($p > 0,05$) entre los tratamientos siendo en promedio de 30°C.

Figura 4.1.

Comportamiento de la temperatura durante el proceso de compostaje de cada tratamiento



Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

De acuerdo con lo anterior, en ninguno de los tratamientos e inclusive en el tratamiento control la temperatura registró una fase termófila ($> 45^{\circ}\text{C}$), por lo cual, el proceso de compostaje se desarrolló a una temperatura mesófila. Este comportamiento pudo deberse en un principio a la cantidad inicial de insumos en cada compostera (10,5 kg), puesto que, en cantidades pequeñas como éstas los microorganismos no generan el calor suficiente para mantener temperaturas óptimas de compostaje, sumado a la frecuencia en que se hicieron los volteos los cuales pudieron contribuir

al enfriamiento de los procesos, lo cual, se puede comparar con Campos et al. (2016), quien indicó que el tamaño de las pilas y el exceso de volteo de las mezclas pueden conducir a la disipación de la energía (calor) en procesos de compostaje, del mismo modo, Michel et al. (2024), indicaron que la aireación excesiva ocasiona que la masa de compostaje pierda humedad, por lo cual, se debe asegurar una adecuada frecuencia de volteos cuando se trabaja con cantidades a escala de laboratorio como las utilizadas en este trabajo.

Por otra parte, Afonso et al. (2021), mencionan que la fluctuación de la temperatura en el proceso de compostaje no se puede evitar especialmente en contenedores plásticos debido a la inercia térmica de este material, como resultado, puede hacer que las composteras sean menos efectivas para mantener temperaturas elevadas durante la etapa termófila del proceso, es decir, que si la compostera no tiene una buena retención del calor, la temperatura puede disminuir rápidamente, y no alcanzar las condiciones óptimas para la biodegradación de la materia orgánica y principalmente de materiales lignocelulósicos (recalcitrantes).

Además, en los sistemas de compostaje cerrados, la temperatura puede ser más baja que en los sistemas abiertos debido al suministro limitado de oxígeno o aireación, puesto que, los sistemas cerrados están diseñados para restringir el flujo de aire hacia el material de compostaje para minimizar el olor y reducir la emisión de contaminantes o gases de efecto invernadero (Arrigoni et al., 2018; Li et al., 2020). El proceso de compostaje en sistemas cerrados puede ser menos eficiente o más lento en comparación con los sistemas abiertos. Esto se debe a que los microorganismos aerobios necesitan oxígeno para descomponer la materia orgánica, y en los sistemas cerrados puede haber una cantidad insuficiente de oxígeno presente (Alkoaik et al., 2019). Cuando el suministro de oxígeno es limitado en un sistema de compostaje cerrado, pueden tomar el control los microorganismos anaeróbicos, los cuales no requieren oxígeno para funcionar, pero son menos eficientes para descomponer la materia orgánica y producir calor, por lo cual, la falta de calor generado por los microorganismos

anaerobios puede resultar en temperaturas más bajas durante el proceso de compostaje, tal como las reportadas por este trabajo de investigación (Oliveira et al., 2022).

Finalmente, la temperatura de la composta también se pudo ver afectada por el exceso de humedad en las composteras, con lo cual, se pudo inhibir la actividad aeróbica microbiana ralentizando las reacciones exotérmicas y en general en el proceso de compostaje de las biomásas acuáticas, puesto que, el contenido de agua que componen su estructura es más alto, sin mencionar el aporte de agua que realizaron los residuos de frutas y verduras a las diferentes mezclas (Makan et al., 2020). Por otra parte, estas condiciones fueron más notorias en el T3, puesto que, el material de partida fue principalmente macrófitas, tales como *E. crassipes*. Esta especie se caracteriza por tener entre un 90 y 95,5 % de humedad en su composición estructural (Rezania et al., 2015; Vilela et al., 2022).

4.3.1.2. pH

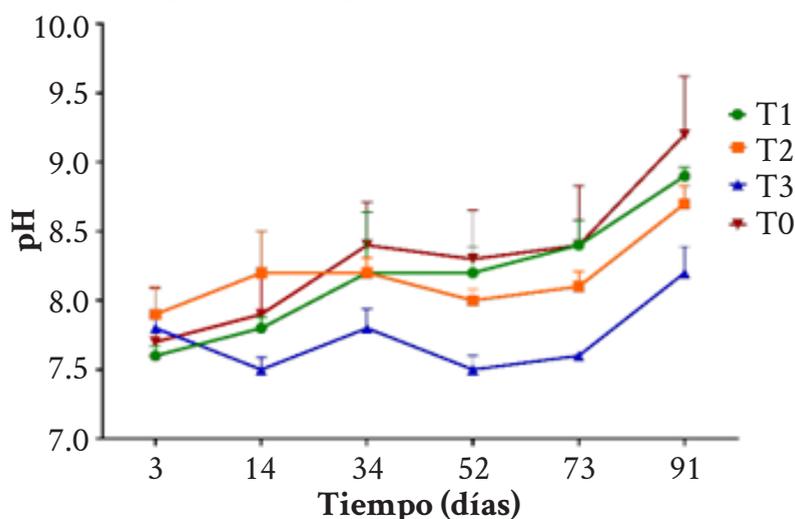
El pH es uno de los factores más importantes que afectan las reacciones bioquímicas que permiten tanto la solubilidad de los minerales como la biodisponibilidad de los nutrientes para los microorganismos (Makan et al., 2020). Se reconoce que el pH óptimo para el compostaje está en el rango de 7 a 8 (Chan et al., 2016). Por otra parte, el pH de un compost maduro también puede afectar el crecimiento de las plantas y debe ser preferiblemente de moderadamente ácido a moderadamente alcalino, es decir, entre pH 6 y 8 (Moubareck et al., 2023).

En la Figura 4.2., se observa el comportamiento del pH durante el proceso de compostaje de los tratamientos evaluados. Inicialmente el pH tomó valores ligeramente alcalinos para todos los tratamientos así para el control: $7,74 \pm 0,38$, T1: $7,61 \pm 0,07$, T2: $7,90 \pm 0,20$ y T3: $7,79 \pm 0,12$, aunque generalmente, se espera que el pH sea ácido o neutro al comienzo del compostaje y, que aumente al final del período (229). A partir del día 14 el pH de los tratamientos control: ($8,39 \pm 0,43$), T1: ($8,39 \pm 0,17$) y T2:

($8,11 \pm 0,10$) incrementó gradualmente hasta el día 73, mientras que, en el T3 presentó una disminución de $7,79 \pm 0,12$ a $7,6 \pm 0,03$. Finalmente, todos los tratamientos registraron un pH alcalino siendo mayor en el tratamiento control ($9,2 \pm 0,42$), seguido del T1 ($8,9 \pm 0,06$), T2 ($8,7 \pm 0,13$) y T3 ($8,2 \pm 0,19$).

Figura 4.2.

Comportamiento del pH durante el proceso de compostaje de cada tratamiento



Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

En general, el consumo de ácidos orgánicos, la degradación de la materia nitrogenada en forma de amoníaco (que es liberada y acumulada en el sustrato), y la alcalinidad producida por el metabolismo del nitrógeno (como las proteasas alcalinas) pueden ser la razón del aumento del pH en todos los tratamientos (Wang et al., 2019; Yun et al., 2019). Al iniciar los procesos de compostaje no se registraron diferencias significativas en cuanto al comportamiento de pH en los tratamientos ($p > 0,05$), sin embargo, al finalizar el proceso se registraron diferencias significativas entre el tratamiento T3 y los tratamientos T1, T2 y control ($p < 0,05$).

4.3.1.3. Conductividad eléctrica

El comportamiento de la conductividad eléctrica durante el proceso de compostaje es muy variable siendo común el aumento durante las primeras semanas, para luego bajar y estabilizarse. Además, está determinada por la naturaleza y composición de los materiales, principalmente por su concentración de sales y en menor grado por la presencia de iones de amonio o nitrato formados durante el proceso (Delgado, 2020). En abonos orgánicos la CE es frecuentemente alta; por lo que hay que tenerla en cuenta para evitar una posible salinización del suelo o problemas de fitotoxicidad como impedir el crecimiento adecuado de las plantas y germinación de las semillas (Zhang y Sun, 2016). Por lo anterior, la CE de un abono orgánico debe ser menor a 8 dS m^{-1} (Rivas y Silva, 2020).

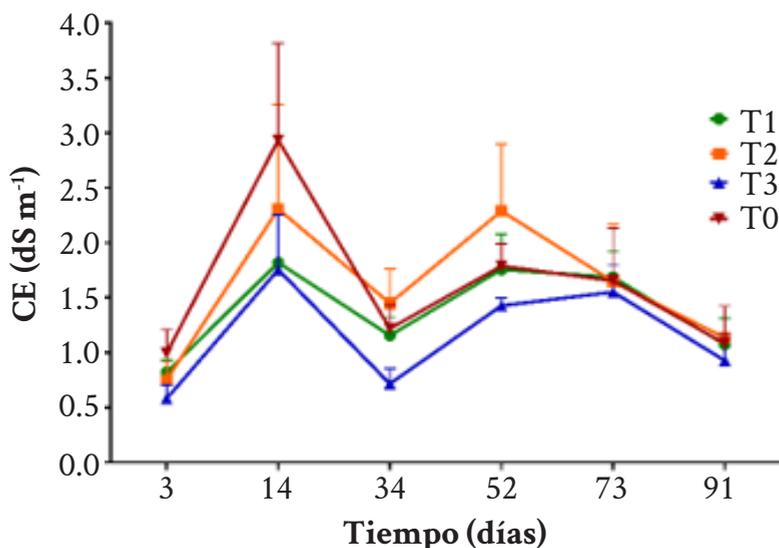
En la Figura 4.3, se observa el comportamiento de la conductividad eléctrica durante el proceso de compostaje de los tratamientos evaluados. Al inicio del proceso la CE fue muy similar entre los tratamientos evaluados, variando de $0,582 \pm 0,12 \text{ dS m}^{-1}$ a $0,994 \pm 0,21 \text{ dS m}^{-1}$. Posteriormente, en el día 14 se observó un incremento considerable de la CE en todos los tratamientos (el control: $2,935 \pm 0,88 \text{ dS m}^{-1}$, T1: $1,820 \pm 0,44 \text{ dS m}^{-1}$, T2: $2,308 \pm 0,95 \text{ dS m}^{-1}$ y T3: $1,755 \pm 0,55 \text{ dS m}^{-1}$), aunque fue mayor en los tratamientos control y T2, respectivamente. Es posible que estas diferencias estén relacionadas con una mayor actividad microbiana en control y T2, lo que conllevó a una mayor mineralización de la materia orgánica y, por ende, mayores valores de CE. Luego, a medida que se acercaba el final del proceso la CE fue disminuyendo gradualmente hasta estabilizarse en conductividades relativamente bajas (entre $0,929 \pm 0,23 \text{ dS m}^{-1}$ y $1,083 \pm 0,34 \text{ dS m}^{-1}$), incluido el tratamiento control.

El material producido durante este proceso de compostaje no representaría un problema para el buen desarrollo de las plantas, puesto que, en ninguno de los tratamientos la CE fue $> 8 \text{ dS m}^{-1}$ (257). De acuerdo con lo anterior, inicialmente no se registraron diferencias significativas entre los tratamientos evaluados con respecto al comportamiento de la conduc-

tividad eléctrica ($p > 0,05$) y al finalizar el proceso de compostaje solo los tratamientos T2 y T3 fueron significativamente diferentes ($p < 0,05$).

Figura 4.3.

Comportamiento de la conductividad eléctrica durante el proceso de compostaje de cada tratamiento



Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

4.3.1.4. Pérdida de biomasa en el compostaje

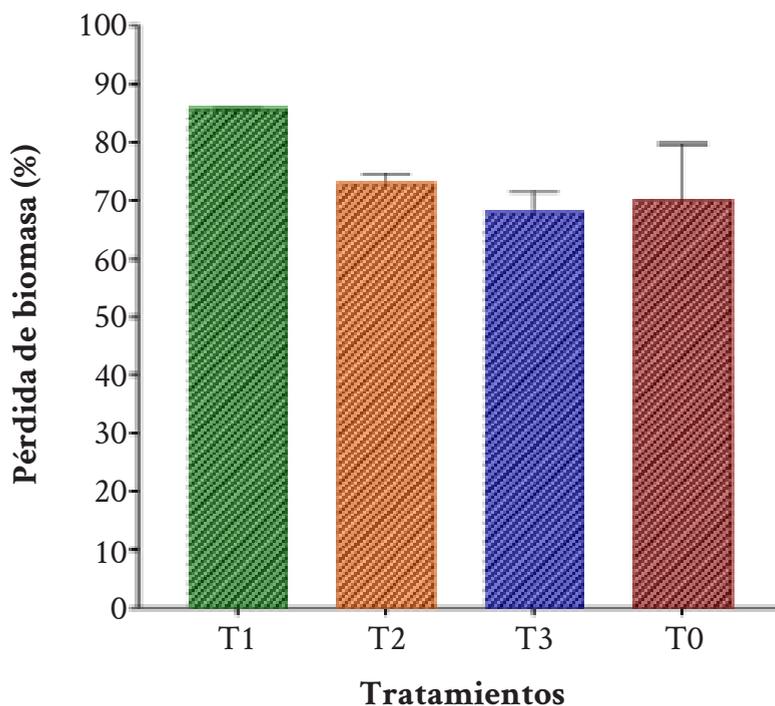
Teniendo en cuenta la Ecuación 4.1 de porcentaje de pérdida de biomasa (% PB) (Silva et al., 2021), se pudo calcular el % PB de cada uno de los tratamientos al finalizar el proceso de compostaje. En todos los tratamientos la reducción de biomasa fue mayor al 67 % y principalmente en los tratamientos T1, T2 y control (T0). Los resultados del % PB están representados en la Figura 4.4.

La mayor reducción de biomasa en el T1 podría estar directamente relacionada con la mezcla inicial en este tratamiento, puesto que, en un 60 % estuvo compuesta por residuos orgánicos de cocina que en su mayoría fueron materiales de fácil biodegradabilidad por su alto contenido agua

y debido a su composición principalmente orgánica. Por otra parte, las menores pérdidas de biomasa en el T3 se pudieron atribuir a la complejidad estructural de los materiales en su mezcla, puesto que, en un 85 % este tratamiento estuvo conformado por la biomasa de las macrófitas, en la cual se incluyeron raíces, tallos y hojas que dependiendo del tipo planta pudo ser más difícil su proceso de degradación durante el proceso de compostaje. Por lo anterior, estas pérdidas o reducción de biomasa estuvieron asociadas a las características y cantidades de cada insumo en la mezcla de los tratamientos.

Figura 4.4.

Porcentaje de pérdida de biomasa en los tratamientos al finalizar el proceso de compostaje



Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

En general, la reducción de la biomasa es un comportamiento habitual que se produce en el compostaje, de hecho, representa la base de su utilidad. En este sentido, se puede atribuir la pérdida de biomasa al metabolismo biológico y la generación de emisiones gaseosas (CO_2 , vapor de agua, NH_3 , etc.), las cuales pudieron ser liberadas durante los volteo o aireación de la composta en cada tratamiento, en especial el T1, en donde además los lixiviados pudieron favorecer la lixiviación y transformación de elementos como el nitrógeno o el carbono en compuestos volátiles (Vilela et al., 2022). Por otra parte, según Rivas y Silva (2020), la reducción de la biomasa durante el compostaje puede estar también relacionada con la pérdida de humedad en las mezclas.

4.3.2. Análisis del comportamiento del mercurio durante el proceso de compostaje

4.3.2.1. Análisis de las concentraciones de mercurio total

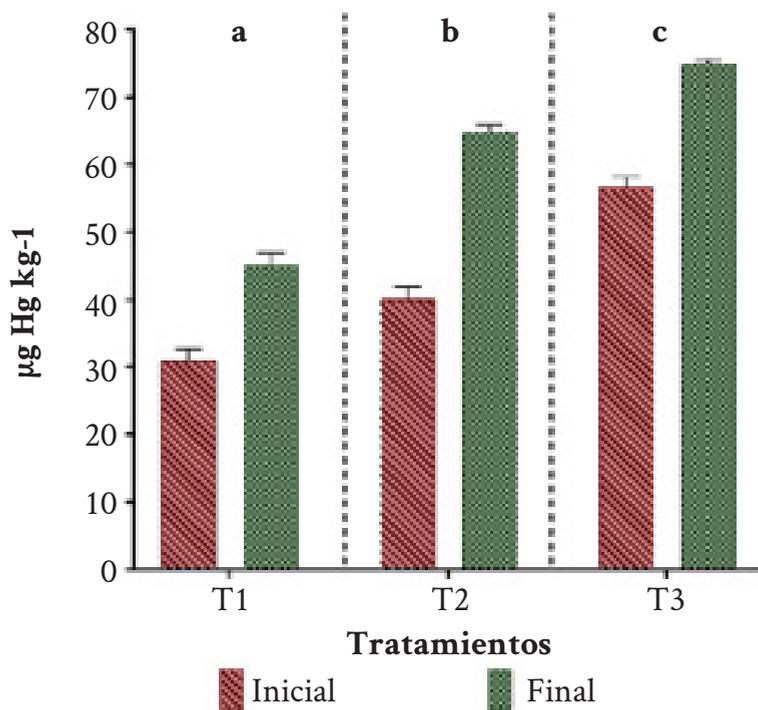
Las concentraciones de mercurio total (HgT) fueron analizadas al inicio y final del proceso de compostaje de cada tratamiento. En este ensayo la fuente principal de mercurio fue la biomasa contaminada, sin embargo, para determinar las concentraciones de Hg en los tratamientos las muestras se tomaron de la mezcla total de todos los insumos (residuos de comida, cascarilla de arroz, estiércol y biomasa contaminada). Por tal razón, las concentraciones de HgT en los tratamientos estuvieron relacionadas con el aporte de Hg que todos los componentes pudieron aportar al material de partida.

En la Figura 4.5, se puede observar el comportamiento de las concentraciones de HgT al inicio y final de cada tratamiento evaluado. En general, se pudo determinar que la concentración de HgT en el material final aumentó con respecto a la concentración de HgT en el material inicial indicando que durante el proceso de compostaje el Hg se concentró. De acuerdo con Lin et al. (2022), este comportamiento del Hg se puede atribuir a que en el proceso de compostaje el contenido de metales pesados aumenta debido a la disminución o pérdida de la masa de la materia orgánica. En general,

las concentraciones de Hg fueron relativamente bajas (T1: entre $30,95 \pm 0,74 \mu\text{g Hg kg}^{-1}$ y $44,99 \pm 0,9 \mu\text{g Hg kg}^{-1}$; T2: entre $40,02 \pm 0,8 \mu\text{g Hg kg}^{-1}$ y $64,79 \pm 0,71 \mu\text{g Hg kg}^{-1}$; T3: entre $56,35 \pm 0,86 \mu\text{g Hg kg}^{-1}$ y $74,97 \pm 0,68 \mu\text{g Hg kg}^{-1}$), lo cual pudo estar relacionado con las concentraciones de Hg en el medio donde se colectaron las biomazas.

Figura 4.5.

Concentraciones de HgT al inicio y final del proceso de compostaje



Nota: Letras diferentes significan diferencias estadísticamente significativas en los tratamientos.

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

Marrugo et al. (2015) reportaron una correlación significativa entre las concentraciones de Hg en macrófita y sedimentos ($R = 0,77$; $p < 0,05$) en los cuerpos de agua donde se colectó la biomasa contaminada de Sucre,

con lo cual, los niveles de HgT en sedimentos reflejaron la distribución espacial de contaminación por Hg en las plantas acuáticas y en especial de *Eichhornia crassipes* debido a que las raíces de la planta particularmente se encuentran en contacto directo con el contenido de Hg en el agua, material particulado o sedimento de aguas poco profundas. Estadísticamente, se encontraron diferencias significativas en la concentración de HgT entre los tratamientos evaluados (T1, T2 y T3) ($p < 0,05$). Este comportamiento podría estar directamente relacionado con el aporte de Hg realizado a cada tratamiento a través de las cantidades de biomasa contaminada adicionadas al inicio del proceso, comportándose como T3: 7,5 kg > T2: 5 kg > T1: 2,5 kg.

Por otra parte, aunque todos los tratamientos lograron concentrar el HgT en el compost, en términos de aprovechamiento y eliminación de una mayor cantidad de biomasa contaminada mediante la técnica de compostaje el T3 mostró una mayor eficiencia, puesto que, permitió la transformación de una mayor cantidad de material contaminado y estabilizando el Hg. Mientras que, con el T1 la cantidad de biomasa contaminada que podría ser empleada es menor y su utilidad a gran escala no resultaría rentable. De igual manera, se pudo observar una mayor concentración del HgT en el T3, posiblemente por que el material vegetal presentó una mayor dificultad para su degradación y esto aseguró que el Hg se concentrara más en la matriz de compostaje. A diferencia de los tratamientos T1 y T2 en los que el material vegetal se degradó con mayor facilidad y una parte del HgT pudo ser liberado al medio incluso durante el manejo de las composteras, tal como lo reporto Cheng et al. (2019), al considerar que una parte del HgT contenido en la matriz de compostaje puede liberarse al medio durante las actividades de volteo.

4.3.2.2. Balance de masas para las concentraciones de HgT

En cuanto al balance de masas para el mercurio, en los diferentes tratamientos se encontró que una parte del Hg presente en la mezcla inicial se perdió o fue liberada durante el proceso de compostaje de todos

los tratamientos. En la Tabla 4.2, se pueden observar las pérdidas de Hg ocurridas en los tratamientos de cada tipo de biomasa. Estas pérdidas fueron consistentes con Cheng et al. (2019), quienes observaron una pérdida evidente del HgT contenido en sus tratamientos con una disminución del 25 % del contenido de Hg después del compostaje. Asimismo, estas pérdidas de Hg durante el proceso de compostaje según los trabajos realizados por Zheng et al. (2022) y Liu et al. (2011) pudieron haber ocurrido principalmente por volatilización, puesto que, los microorganismos en el proceso de compostaje pueden influir en la transformación de los compuestos de Hg y su liberación al medio ambiente en forma de vapor.

Tabla 4.2.

Resultados del balance de masas para los tratamientos

TTO	$[Hg_i] \times m_i$ $\mu\text{g Hg}$	$[Hg_f] \times m_f$ $\mu\text{g Hg}$	$[Hg_L] \times mL$ $\mu\text{g Hg}$	Pérdidas de mHg (%)	
T1	$325 \pm 0,72$	$67,93 \pm 0,13$	$2,62 \pm 0,61$	$79,10 \pm 1,7$	a
T2	$420,24 \pm 0,29$	$173,75 \pm 0,24$	$19,32 \pm 0,26$	$58,65 \pm 0,73$	b
T3	$591,64 \pm 0,90$	$559,10 \pm 0,43$	$3,41 \pm 0,90$	$56,21 \pm 0,51$	b

Nota: [Hgi]: concentración de Hg inicial; [Hgf]: concentración de Hg final; [HgL]: concentración de Hg en los lixiviados; mi: masa inicial; mf: masa final; VL: volumen de los lixiviados; mHg: masa de Hg pérdida. Estos valores están dados en μgHg . Distintas letras indican diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$).

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

La pérdida de Hg durante el proceso de compostaje por acción de microorganismos, puede ocurrir durante la transformación de los compuestos de Hg y su liberación al medio ambiente en forma de vapor (Addai et al., 2023; Gao et al., 2023). Por lo anterior, es importante destacar que los microorganismos involucrados en la volatilización del Hg durante el

compostaje pueden variar dependiendo de las condiciones específicas del proceso. En la naturaleza el Hg puede volatilizarse principalmente a través de su forma orgánica (dimetilmercurio ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$) o Hg elemental (Hg^0) (Mao, et al., 2016; Janowska et al., 2017).

Generalmente, estas especies se forman en medios anóxicos y con alto potencial reductor. De acuerdo con lo anterior, y por las condiciones en que se desarrollaron estos procesos de compostaje, es probable que las pérdidas de Hg hayan ocurrido por la reducción potencial de Hg^{2+} a Hg^0 y su posterior emisión a la atmósfera principalmente durante las primeras semanas del proceso, con el exceso de humedad en las composteras y el aumento del potencial reductor de las reacciones.

Por otra parte, estas pérdidas de Hg pueden estar asociadas a los lixiviados, lo cual se evidenció al analizar su contenido de Hg (T1: $1,10 \pm 0,61 \mu\text{g Hg L}$, T2: $6,27 \pm 0,81 \mu\text{g Hg L}$ y T3: $1,33 \pm 0,43 \mu\text{g Hg L}$). Aunque, estos valores no representaron en su totalidad la cantidad de Hg perdido en cada tratamiento, permitieron su identificación como un medio a través del cual el Hg pudo solubilizarse y movilizarse para posteriormente perderse del sistema.

Finalmente, el pH básico presentado durante el compostaje de algunos tratamientos pudo también favorecer la pérdida del Hg a través de la volatilización del dimetilmercurio, fácilmente formado por la metilación del metilmercurio en presencia del ion sulfato, el cual pudo provenir de la descomposición de la materia orgánica en estos tratamientos y especialmente en el T1. La metilación del Hg durante el compostaje puede ocurrir durante la mineralización y humificación de materia orgánica por acción de los microorganismos (Sun et al., 2022). La materia orgánica no solo es un factor importante que afecta el proceso de compostaje y la calidad del compost, sino que también juega un papel crucial en la transformación de Hg, puesto que, puede actuar como donante de electrones para las bacterias que metilan Hg y también se une al Hg para regular su biodisponibilidad según el tipo de complejos formados, aunque el contenido de materia

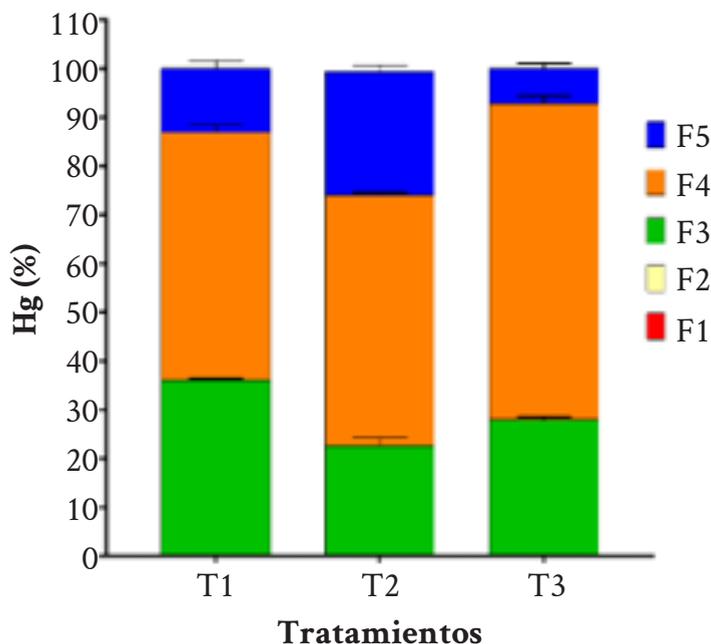
orgánica por sí solo no puede explicar la variación en la metilación del Hg, se ha sugerido que su composición juega un papel esencial en el proceso (Zheng et al., 2022; Wang et al., 2021).

4.3.2.3. Biodisponibilidad de mercurio en el compost

El fraccionamiento del Hg en el compost de los diferentes tratamientos se muestra en la Figura 4.6. En general, el Hg contenido en el compost de los tratamientos se suele encontrar asociado a fracciones que presentan menor movilidad del Hg, teniendo en cuenta que la biodisponibilidad y movilidad del Hg según este método aumenta desde la fracción residual, a la cual se asocian compuestos de Hg inertes (F5) a las fracciones 1 y 2 que son las biodisponibles, puesto que, el Hg puede ser fácilmente movilizado y solubilizado (Bloom et al., 2003; Cheng et al., 2019).

Figura 4.6.

Fraccionamiento del Hg en el compost de los diferentes tratamientos



Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

El Hg existente en el compost del T1 se encontró principalmente asociado a las fracciones F4 ($50,81 \pm 0,50$ %) y F3 ($36,11 \pm 0,03$ %) y en menor cantidad a la F5 ($13,09 \pm 0,52$ %). En el T2 el Hg se encontró el Hg en gran proporción también ligado a la F4, representando un $50,53 \pm 0,16$ % del HgT, mientras que, el resto del Hg en este tratamiento se ubicó en las fracciones F5 ($25,92 \pm 0,16$ %) y F3 ($22,14 \pm 0,05$ %). Por último, el Hg contenido en el compost del T3 se le encontró mayoritariamente asociado a la F4 ($60,50 \pm 0,11$ %) y en menores cantidades a las fracciones F3 y F5.

Por otra parte, se pudo observar que gran parte el Hg contenido en los distintos tratamientos se encontró asociado a la fase 3, fase a la cual se relacionan compuestos de Hg asociados a la materia orgánica, lo cual, es lógico puesto que el compost es principalmente materia orgánica estabilizada. La movilidad del Hg asociado a la fase 3 aunque puede ser mayor según Chen et al. (2022), requiere de condiciones extremas en el ambiente las cuales incluyen la destrucción de la materia orgánica y raramente ocurre bajo condiciones normales de temperatura.

4.3.2.4. Caracterización y composición del compost

La calidad del compost en los diferentes tratamientos se determinó teniendo en cuenta los parámetros y valores establecidos en la Norma Técnica Colombiana 5167 (NTC 5167) para abonos o fertilizantes orgánicos sólidos (ICONTEC, 2022). De acuerdo con los requerimientos establecidos por la norma, ninguno de los compost generados en este estudio cumplió completamente con el contenido límite requerido para algunos parámetros.

En la Tabla 4.3, se encuentra la caracterización y composición del compost obtenido en cada tratamiento. La humedad de todos los tratamientos se encontró por encima del valor máximo establecido por la NTC – 5167. Mientras que, la retención de humedad registró valores aceptables por la norma, principalmente en los tratamientos T1, T3 y control. El T2 por su parte, presentó un porcentaje de retención de humedad escasamente por debajo de lo permitido (95,7 %).

En cuanto al pH, contenido de cenizas, COOT, CIC y C/N el compost de los diferentes tratamientos registro valores óptimos con respecto a estos parámetros, al considerarse estos valores dentro del rango estipulado por la NTC – 5167. Con respecto al contenido de macronutrientes en el compost de estos tratamientos solo el contenido de NT en el T1 se encontró dentro del rango establecido por la NTC – 5167. Por último, el contenido de Hg en el compost de los tratamientos no superó el valor mínimo establecido por la norma para este metal.

En general, los parámetros como CIC, % de cenizas, COOT, relación C/N y pH, se encontraron en rangos óptimos en la mayoría de los tratamientos de las diferentes biomásas incluido el compost en los tratamientos control lo que hace el compost adecuado para la mayoría de las plantas.

Tabla 4.3.

Caracterización y composición del composts

Parámetros	Tratamientos								NTC-5167
	T1	T2	T3	Control (T0)					
Humedad (%)	26,6 ± 0,8	a	62,6 ± 0,19	b	59,15 ± 0,19	b	40,9 ± 0,9	c	Máx. 25
Retención de humedad	166 ± 0,36	a	95,7 ± 0,4	b	110,5 ± 0,49	c	164 ± 0,15	a	Mín. 100
pH	8,02 ± 0,14	a	6,88 ± 0,08	b	7,57 ± 0,03	c	8,05 ± 0,5	a	Entre 4 – 9
Cenizas (%)	22,9 ± 1,00	a	11,8 ± 0,84	b	12,5 ± 0,70	b	15,4 ± 0,4	b	Máx. 60
CIC (meq.100g-1)	64,95 ± 0,54	a	34,6 ± 0,62	b	33,1 ± 0,14	b	45,9 ± 0,9	b	Mín. 30
COOT (%)	19,5 ± 0,34	a	9,91 ± 0,26	b	11,6 ± 0,98	b	16,5 ± 0,5	b	Mín. 15

Parámetros	Tratamientos						NTC-5167
	T1	T2	T3	Control (T0)			
Relación C/N (Adimensional)	20 ± 0,24	19 ± 0,3	21 ± 0,7	22 ± 0,1 a	a	Máx. 25	
NT (%)	1,105 ± 0,09	0,528 ± 0,01	0,600 ± 0,20	0,745 ± 0,7 b	b	Mín. 1	
PT (%)	0,486 ± 0,03	0,207 ± 0,03	0,181 ± 0,03	0,387 ± 0,3 c	c	Mín. 1	
KT (%)	2,220 ± 0,16	0,858 ± 0,15	0,805 ± 0,02	1,460 ± 0,6 c	c	Mín. 1	
Silicio Total	12,8 ± 0,13	7,6 ± 0,31	7,8 ± 0,11	9,37 ± 0,16 c	c	Máx. 50	
Hg (mg/kg)	0,0449 ± 0,9	0,0647 ± 0,7	0,0749 ± 0,68	-	-	Máx. 17	

Nota: Distintas letras indican diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$), para un mismo parámetro entre los tratamientos.

Los valores sombreados se encuentran por fuera del valor límite establecido por la NTC - 5167.

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

Por otra parte, el contenido mínimo de macronutrientes (NT, PT, KT) en estos compost pudo estar directamente relacionado con el bajo contenido de estos en el material de partida, puesto que, durante el proceso de compostaje es posible que muchos componentes se concentren al final del proceso mejorando el contenido de nutrientes en el compost y se espera que las concentraciones sean más altas en el compost que en la materia prima dada la pérdida de masa durante el proceso de compostaje (Yeo et al., 2020). No obstante, hay algunos factores durante el proceso de compostaje que puede afectar la carga de nutrientes en el compost y uno es la pérdida o lixiviación de estos durante el proceso. Por ejemplo, la pérdida de N en el compostaje podría ser el resultado de numerosos procesos

químicos, físicos y biológicos en los que puede ser consumido por los microorganismos o liberado al medio en forma de vapor (Yeo et al., 2020). En cuanto a la relación C/N en los tratamientos evaluados, incluido el control, este parámetro se ubicó en un rango ideal para la mayoría de los usos (< 25). Una relación C/N en este rango indica que el compost estuvo bien equilibrado en términos de materiales ricos en carbono y nitrógeno. Mientras que, en los compost con biomasa de Córdoba se tuvo que, aunque la relación C/N se encontró dentro del rango óptimo establecido por la norma en los tratamientos T1, T2 y T0, en el T3 aún permite una descomposición eficiente de los materiales orgánicos para proporcionar nutrientes útiles a las plantas.

En este sentido, aunque los productos obtenidos no cumplen completamente con los parámetros dispuestos por la NTC - 5167 para denominarse abonos o fertilizantes orgánicos sólidos, pueden ser utilizados como enmienda del suelo en suelos degradados. Aunque este compost no sea una fuente de nutrientes primarios tan rica como otros fertilizantes comerciales, sigue siendo beneficioso para la mejora del suelo y puede proporcionar una serie de ventajas para suelos degradados: en la recuperación de las propiedades físicas y químicas del suelo, contribuyendo a la retención de la humedad, porosidad, incremento de la materia orgánica y fertilidad del suelo, estimulación de la actividad microbiana, aumento de la biodiversidad del suelo, entre otros muchos beneficios.

4.4. Conclusiones

En general, durante el proceso de compostaje la temperatura no alcanzó a registrar la fase termófila, atribuyéndose este comportamiento en parte al volumen de los materiales en la mezcla, al efecto de los lixiviados (exceso de humedad) y al tipo de compostera y al tipo de sistema de compostaje cerrado.

Como un resultado positivo que se esperaba, la masa de Hg contenida en el material final aumentó con respecto al Hg inicial, en todos los tratamien-

tos, lo que puede indicar que éste se estabiliza en el proceso. La pérdida de Hg parece relacionarse con la reducción de biomasa en los tratamientos, por lo cual, se observó que los tratamientos con mayor reducción en sus biomásas presentaron mayores pérdidas de Hg y viceversa.

Por los resultados obtenidos, se puede considerar que la técnica de compostaje podría proporcionar una alternativa para el aprovechamiento de la biomasa contaminada con Hg, puesto que, permite disminuir el riesgo de exposición al Hg en el material final, encontrándose principalmente asociado la fracción más residual a la cual se encuentra asociado el HgS y otras especies de Hg que no son difíciles de degradar.

4.5. Agradecimientos

Este trabajo fue apoyado por el proyecto titulado “Implementación de una estrategia sostenible en la recuperación de ecosistemas degradados y contaminados con mercurio generados por la minería aurífera en los departamentos de Córdoba, Sucre y Choco”. Código BPIN 2020000100055. Los autores también agradecen el apoyo del Departamento de Química, Grupo de Química del Agua, Aplicada y Ambiental de la Universidad de Córdoba, Colombia.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Addai, P., Kobina, A., Sekyi, E., & Owusu, E. (2023). Biochar, compost and/or NPK fertilizer affect the uptake of potentially toxic elements and promote the yield of lettuce grown in an abandoned gold mine tailing. *Journal of Trace Elements and Minerals*, 4(3). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jtemin.2023.100066>
- Afonso, S., Arrobas, M., Pereira, E., & Rodrigues, M. (2021). Recycling nutrient-rich hop leaves by composting with wheat straw and farmyard manure in suitable mixtures. *J. Environ. Manage.* 284. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112105>
- Akber, S., & Chandra, J. (2020). Co-Composting of Water Hyacinth with Cattle Manure and its Effects on Growth and Yield Of Okra. *International Journal of Modern Science and Technology*, 5(2), 59-64.
- Alkoaik, F., Abdel Ghany, A., Al Helal, I., Rashwan, M., Fulleros, R., & Ibrahim, M. (2019). Effect of insulation on the performance of a rotary bioreactor for composting agricultural residues. *Energies*, 12(2), 315. <https://doi.org/10.3390/en12020315>

- Argumedo García, M., Consuegra Solórzano, A., Vidal Durango, J., & Marrugo Negrete, J. (2013). Exposición a mercurio en habitantes del municipio de San Marcos (Departamento de Sucre) debida a la ingesta de arroz (*Oryza sativa*) contaminado. *Revista de Salud Pública*, 15(6), 903-915. <https://www.redalyc.org/pdf/422/42231751010.pdf>
- Arrigoni, J., Paladino, G., Garibaldi, L., & Laos, F. (2018). Inside the small-scale composting of kitchen and garden wastes: Thermal performance and stratification effect in vertical compost bins. *Waste Manag.* 76, 284-293. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.010>
- Attiogbe, F., Korankyewa, N., & Martey, J. (2019). Effectiveness of black soldier fly larvae in composting mercury contaminated organic waste. *Scientific African*, 6(1). <http://dx.doi.org/10.1016/j.sciaf.2019.e00205>
- Bloom, N., Preus, E., Katon, J., & Hitner, M. (2003). Selective extractions to assess the biogeochemically relevant fractionation of inorganic mercury in sediments and soils. *Analytica Chimica Acta*. 479(2). [http://dx.doi.org/10.1016/S0003-2670\(02\)01550-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0003-2670(02)01550-7)
- Calao, C., & Marrugo, J. (2015). Genotoxic effects in a human population exposed to heavy metals in the region of La Mojana, Colombia, 201. *Biomedica*, 35, 139-151. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/26535750/>
- Campos Rodríguez, R., Brenes, L., & Jiménez, M. (2016). Evaluación técnica de dos métodos de compostaje para el tratamiento de residuos sólidos biodegradables domiciliarios y su uso en huertas caseras. *Revista Tecnología en Marcha*, 29(5). https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0379-39822016000900025

- Carranza Lopez, L., Caballero Gallardo, K., Cervantes Ceballos, L., Turizo Tapia, A., & Olivero Verbel, J. (2019). Multicompartment Mercury Contamination in Major Gold Mining Districts at the Department of Bolívar, Colombia. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 76(4), 640-649. <https://doi.org/10.1007/s00244-019-00609-w>
- Chan, M., Selvam, A., & Wong, J. (2016). Reducing nitrogen loss and salinity during 'struvite' food waste composting by zeolite amendment. *Bioresour. Technol.* 200, 838-844. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.093>
- Chen, X., Du, Z., Guo, T., Wu, J., Wang, B., Wei, Z., Jia, L., & Kang, K. (2022). Effects of heavy metals stress on chicken manures composting via the perspective of microbial community feedback. *Environ. Pollut.* 294. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118624>
- Cheng, L., Wang, L., Geng, Y., Wang, N., Mao, Y., & Cai, Y. (2019). Occurrence, speciation and fate of mercury in the sewage sludge of China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 186. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109787>
- Chowdhury, M., Akrotos, C., Vayenas, D., & Pavlou, S. (2013). Olive mill waste composting: A review. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 85, 108–119. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.06.019>
- Delgado, M. (2020). Assessment of the composting process of poultry manure using different mixtures of substrates. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 35(4), 965-977. <https://doi.org/10.20937/rica.2019.35.04.15>
- Gao, J., Han, H., Gao, C., Wang, Y., Dong, Y., & Xu, Z. (2023). Organic amendments for in situ immobilization of heavy metals in soil: A review. *Chemosphere*, 335. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139088>

- Galeano, C., Espitia, P., Jimenez, L., Pastor, K., Salcedo, S., Hoyos, L., Gioda, A., Saint, T., García, S., Brango, H., & Espitia, L. (2021). Dietary exposure to mercury and its relation to cytogenetic instability in populations from “La Mojana” region, northern Colombia. *Chemosphere*, 265. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129066>
- Gracia, L., Marrugo, J., & Alvis, E. (2010). Contaminación por mercurio en humanos y peces en el municipio de Ayapel, Córdoba, Colombia, 2009. *Rev. Fac. Nac. Salud Pública*, 28(2):118-24. <https://doi.org/10.17533/udea.rfnsp.1753>
- Gusain, R., Pandey, B., & Suthar, S. (2018). Composting as a sustainable option for managing biomass of aquatic weed Pistia: A biological hazard to aquatic system. *Journal of Cleaner Production*, 177, 803-812. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.261>
- Gutiérrez, H., Marrugo, J., Díez, S., Morales, G., Montoya, L., & Jonathan, M. (2020). Distribution of chemical forms of mercury in sediments from abandoned ponds created during former gold mining operations in Colombia. *Chemosphere*. 258. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127319>
- Instituto Colombiano de Normas y Técnicas y Certificación (ICONTEC). (2022). Productos para la industria agrícola. Productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas o acondicionadores de suelo.
- Janowska, B., Szymanski, K., Sidelko, R., Siebielska, I., & Walendzik. (2017). Assessment of mobility and bioavailability of mercury compounds in sewage sludge and composts. *Environ. Res.* 156, 394-403. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.04.005>

- Lin, C., Cheruiyot, N., Bui, X., & Ngo, H. (2022). Composting and its application in bioremediation of organic contaminants. *Bioengineered*. 13(1), 1073-1089. <https://doi.org/10.1080/21655979.2021.2017624>
- Liu, D., Zhang, R., Wu, H., Xu, D., Tang, Z., Yu, G., Xu, Z., & Shen, Q. (2011). Changes in biochemical and microbiological parameters during the period of rapid composting of dairy manure with rice chaff. *Bioresour. Technol.* 102(19), 9040-9049. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.052>
- Liu, J., Bao, Z., Wang, C., Wei, C., Wei, Y., & Chen, M. (2022). Understanding of mercury and methylmercury transformation in sludge composting by metagenomic analysis. *Water Res.* 226. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119204>
- Li, Y., Liu, T. Song, J., & Lv, J. (2020). Effects of chemical additives on emissions of ammonia and greenhouse gas during sewage sludge composting. *Process Safety and Environmental Protection*, 143(10), 129-137. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2020.05.056>
- Makan, A., Ahmed, F., & Mustapha, O. (2020). Interaction of physicochemical parameters during pressurized in-vessel composting of food waste. *Biore-source Technology Reports*, 10. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100350>
- Mao, Y., Cheng, L., Ma, B., & Cai, Y. (2016). The fate of mercury in municipal wastewater treatment plants in China: Significance and implications for environmental cycling. *J. Hazard Mater.* 306, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.11.058>
- Marrugo Negrete, J., Benitez, L., Olivero, J., Lans, E., Vazquez, F. (2010). Spatial and seasonal mercury distribution in the Ayapel Marsh, Mojana re-

- gion, Colombia. *Int. J. Environ. Health Res.* 20(6), 451-459. <https://doi.org/10.1080/09603123.2010.499451>
- Marrugo Negrete, J., Olivero Verbel, J., Lans, E., & Benitez, L. (2008). Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia. *Environ. Geochem. Health*, 30(1), 21-30. <https://doi.org/10.1007/s10653-007-9104-2>
- Marrugo Negrete, J., Pinedo Hernández, J., & Díez, S. (2015). Geochemistry of mercury in tropical swamps impacted by gold mining. *Chemosphere*. 134, 44-51. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.012>
- Marrugo Negrete, J., Pinedo Hernández, J., Paternina Uribe, R., Quiroz Aguas, L., Pacheco Florez, S. (2018). Distribución espacial y evaluación de la contaminación ambiental por mercurio en la región de la Mojana, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 23(S), 7062-7075. <https://doi.org/10.21897/rmvz.1481>
- Michel, F., O'Neill, T., Rynk, R., Gilbert, J., Wisbaum, S., & Halbach, T. (2024). Chapter 5 - Passively aerated composting methods, including turned windrows. En *The composting handbook: A how-to and why manual for farm, municipal, institutional, and commercial composters*, 45-67. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85602-7.00002-9>
- Moubareck, C., Alawlaqi, B., & Alhajeri. (2023). Characterization of physico-chemical parameters and bacterial diversity of composted organic food wastes in Dubai. *Heliyon*, 9(6). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16426>
- Oliveira, J., Vasques, I., Lima, F., & Job, M. (2022). Synthesis and characterization of adsorbent materials for the retention of elemental mercury from

- contaminated tropical soils. *International journal of Environmental Science and Technology*, 20, 6221-6232. <http://dx.doi.org/10.1007/s13762-022-04403-5>
- Rastogi, M., Nandal, M., & Khosla, B. (2020). Microbes as vital additives for solid waste composting. *Heliyon*, 6(2). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03343>
- Rezania, S., Ponraj, M., Talaiekhosani, A., Mohamad, M., Md, M., Taib, S., Sabbagh, F., & Sairan, F. (2015). Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for removal of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater. *J. Environ. Manage.* 163, 125-133. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.018>
- Rivas, M., & Silva, R. (2020). Calidad física y química de tres compost, elaborados con residuos de jardinería, pergamino de café y bora (*Eichhornia Crassipes*). *Revista Ciencia Unemi*, 13(32), 87-100. <https://www.redalyc.org/journal/5826/582661898009/html/>
- Silva Vasconcelos, O., Moraes Carneiro, L., Eurides Marques, G., Nogueira Nojosa, E., Barbosa, L. (2021). Biomass reduction of organic materials in a domestic composting system. *Biofix Scientific Journal*. 6(2), 98–102.
- Sun, B., Li, Y., Song, M., Li, R., Li, Z., Zhuang, G., Bai, Z., & Zhuang, X. (2022). Molecular characterization of the composition and transformation of dissolved organic matter during the semi-permeable membrane covered hyperthermophilic composting. *Journal of Hazardous Materials*, 425. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127496>

- Torres, M., Vitola, D., & Perez, A. (2019). Biorremediación de mercurio y níquel por bacterias endófitas de macrófitas acuáticas. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 21(2), 36-44. <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.biote.v21n2.79975>
- Universidad de Córdoba. (2024). Implementación de una estrategia sostenible en la recuperación de ecosistemas degradados y contaminados con mercurio generado por la minería aurífera en los departamentos de Córdoba, Sucre, Chocó. Proyecto BPIN 2020000100055. https://toxicologiaambiental.com/proyecto_fitorremediacion/
- U.S. Environmental Protection Agency. (1998). *Method 7473 (SW-846): Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry* (Revision 0). U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/esam/epa-method-7473-sw-846-mercury-solids-and-solutions-thermal-decomposition-amalgamation-and>
- Vargas, O., Trujillo, J., & Torres, M. (2019). El compostaje, una alternativa para el aprovechamiento de residuos orgánicos en las centrales de abastecimiento. *Orinoquia*, 23(2), 123-129. <https://www.redalyc.org/journal/896/89662922013/html/>
- Vilela, R., Amorim, A., Orrico, M., & Aspilcueta, R. (2022). Effects of aeration and season on the composting of slaughterhouse waste. *Environmental Technology & Innovation*, 27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2022.102505>
- Wang, J., Jiang, Y., Zhang, C., Zhang, Y., Huang, D., Yan, S., Sun, T., Mao, Y., & Cai, Y. (2021). Leaching behavior and transformation of total mercury and methylmercury from raw and lime-conditioned sewage sludge under simulated rain. *Chemosphere*. 262. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127791>

- Wang, Z., Sun, T., Driscoll, C., & Zhang, H. (2019). Dimethylmercury in Floodwaters of Mercury Contaminated Rice Paddies. *Environ. Sci. Technol.* 53(16). <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07180>
- Yeo, D., Dongo, K., Mertenat, A., Lussenhop, P., Korner, I., & Zurbugg, C. (2020). Material Flows and Greenhouse Gas Emissions Reduction Potential of Decentralized Composting in Sub-Saharan Africa: A Case Study in Tiassalé, Côte d'Ivoire. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 17(19). <https://doi.org/10.3390/ijerph17197229>
- Yun, K., Rutter, A., & Zeeb, A. (2019). Composting of halophyte *Phragmites australis* following phytoaccumulation of chloride from a cement kiln dust (CKD)-contaminated landfill. *Waste Manag.* 87, 119-124. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.01.030>
- Zhang, J., Kong, Y., Yang, Y., Ma, R., Li, G., Wang, J., Cui, Z., & Yuan, J. (2024). Effects of thermophilic bacteria inoculation on maturity, gaseous emission and bacterial community succession in hyperthermophilic composting. *Sci. Total Environ.* 927. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172304>
- Zhang, L., & Sun, X. (2016). Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. *Waste Manag.* 48, 115-126. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.032>
- Zheng, X., Wang, J., Zhang, C., Zhang, Y., Huang, D., Yan, S., Sun, T., Mao, Y., & Cai, Y. (2022). Influence of dissolved organic matter on methylmercury transformation during aerobic composting of municipal sewage sludge under different C/N ratios. *J. Environ. Sci. (China)*. 119, 130-138. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.06.035>

CAPÍTULO V

HUMEDALES DE TRATAMIENTO PARA LA RESTAURACIÓN DE SUELOS MINEROS Y EL SECUESTRO DE CARBONO

THE USE OF TREATMENT WETLANDS FOR THE RESTORATION OF MINING SOILS AND CARBON SEQUESTRATION

Soto-Durango J.T¹., Mercado-Tobio L.F¹., Burgos-Núñez, S.M¹, Enamorado-
Montes G.H^{1*}., Viña-Pico M.A¹, Caraballo-Laza M.J¹, Marrugo-Negrete
J.L¹., Paternina-Uribe R^{1,2}., Navarro-Frómata A²

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.14826067>

1 Programa de Química, Departamento de Química, Grupo de Investigación en Aguas, Química Aplicada y Ambiental, Universidad de Córdoba.

2 Programa de Regencia y Farmacia, Departamento de Regencia y Farmacia, Universidad de Córdoba.

3 Universidad Tecnológica Izúcar de Matamoros, Puebla, México.

* Autor de correspondencia: Genamoradomontes@correo.unicordoba.edu.co

Resumen

Los humedales de tratamiento (HTs) son una estrategia efectiva para la restauración de suelos mineros, debido a su capacidad para retener nutrientes, filtrar contaminantes y secuestrar carbono. Por lo anterior, con este estudio se planteó evaluar un sistema de humedales construidos empleando la tecnología de fitorremediación con macrófitas y biocarbón como enmienda para remediar suelos contaminados con metales pesados provenientes de un área de minería aurífera del departamento de Córdoba. En general, se observó que la adición de biocarbón puede tener un impacto en las variables fisicoquímicas (pH, potencial redox y temperatura), en la producción de biomasa y en la concentración de clorofila en las plantas evaluadas, lo que sugiere que esta enmienda puede influir en las condiciones fisicoquímicas del suelo y el agua en estos sistemas de fitorremediación. En cuanto a la captura de carbono, se evidenció que los humedales con y sin adición de biocarbón lograron capturar carbono, demostrando que la presencia de plantas en los sistemas de humedales contribuye a la captura de carbono independientemente de la presencia de biocarbón. En este sentido, aunque no se encontraron diferencias significativas en la captura de carbono en la mayoría de los tratamientos, se evidenció un aumento general en la retención de carbono en los suelos de los humedales. Por otra parte, se observó una remoción significativa de metales pesados en el suelo al final del proceso de fitorremediación en los HTs, siendo el Pb el metal con las remociones más altas, alcanzando valores entre un 36.1% y 68.6% en los diferentes tratamientos, lo que sugiere la eficacia de las plantas en la remoción de este metal pesados del suelo. Finalmente, los resultados de este estudio sugieren que los HTs pueden ser una herramienta prometedora para la restauración de suelos mineros contaminados, así como para la mitigación de la contaminación por metales pesados y la captura de carbono en diferentes contextos ambientales.

Palabras claves: Humedales construidos, remoción de contaminantes, minería aurífera, Ayapel y fitorremediación.

Abstract

Treatment wetlands (TWs) are an effective strategy for the restoration of mining soils, due to their capacity to retain nutrients, filter pollutants and sequester carbon. Therefore, this study aimed to evaluate a system of constructed wetlands using phytoremediation technology with macrophytes and biochar as an amendment to remediate soils contaminated with heavy metals from a gold mining area in the department of Cordoba. In general, it was observed that the addition of biochar can have an impact on physicochemical variables (pH, redox potential, and temperature), biomass production, and chlorophyll concentration in the plants evaluated, suggesting that this amendment can influence the physicochemical conditions of soil and water in these phytoremediation systems. In this sense, although no significant differences in carbon sequestration were found in most of the treatments, a general increase in carbon sequestration in the wetland soils was evidenced. On the other hand, a significant removal of heavy metals in the soil was observed at the end of the phytoremediation process in the TWs, with Pb being the metal with the highest removals, reaching values between 36.1% and 68.6% in the different treatments, suggesting the effectiveness of the plants in removing this heavy metal from the soil. Finally, the results of this study suggest that TWs may be a promising tool for the restoration of contaminated mining soils, as well as for the mitigation of heavy metal contamination and carbon sequestration in different environmental contexts.

Keywords: Constructed wetlands, contaminant removal, gold mining, Ayapel and phytoremediation.

5.1. Introducción

La actividad minera desempeña un papel crucial en el desarrollo económico de diversos países, Colombia no es la excepción, el sector minero ha sido impulsado durante los últimos años convirtiéndolo en uno de los principales motores económicos del país. Este sector abarca tanto

operaciones formales a gran escala como también la minería artesanal de pequeña escala. Sin embargo, las malas prácticas en actividades mineras, la minería ilegal, la falta de vigilancia de las autoridades competentes, entre otros factores, han ocasionado un aumento significativo en la degradación ambiental, evidenciada en la deforestación de grandes áreas, algunas de ellas de carácter protegido como reservas forestales, Parques Nacionales Naturales y sitios protegidos por la convención internacional RAMSAR, enfocada a la protección de humedales (Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito [UNODC], 2016). Además, se ha evidenciado la afectación a la salud de las comunidades y los ecosistemas, mediante la liberación al ambiente de elementos potencialmente tóxicos como los metales pesados (MP) entre los cuales se encuentran el Mercurio (Hg), el Zinc (Zn), el Cadmio (Cd), el Cobre (Cu), el Manganeso (Mn), el Arsénico (As) y el Cromo (Cr) (UNODC, 2016; Rwiza et al., 2023; Akoto et al., 2023). Esta contaminación representa un desafío multidisciplinario que afecta no solo la biodiversidad y la salud humana, sino también la productividad agrícola y la sostenibilidad de los ecosistemas locales (Hou et al., 2023; Betancur et al., 2018; Rwiza et al., 2023).

Ante este panorama, surge la urgente necesidad de desarrollar estrategias efectivas para remediar los suelos contaminados por la actividad minera, lo cual es importante para el manejo y la gestión de áreas contaminadas, en aras de recuperar la capacidad productiva del recurso edáfico y disminuir la exposición humana y de la biodiversidad a los MP; en ese sentido, para hacer frente a esta problemática se han desarrollado diversas metodologías físicas y químicas consideradas como convencionales para la remediación de suelos entre las que destacan la electroquímica, el lavado de suelos, la estabilización, oxidación química, la incineración de suelos, vitrificación, entre otras (Martínez y Casallas, 2018; Sánchez et al., 2023; Aghili y Golzary, 2023).

Sin embargo, estas resultan costosas, y suponen riesgos estructurales para el suelo y el ecosistema en general.

En la actualidad, estos métodos convencionales se están sustituyendo por técnicas alternativas que incluyan aspectos de sostenibilidad, sustentabilidad y un enfoque de economía circular (Kafle et al., 2022). Los métodos de tratamiento biológico ha tomado ventaja frente a los métodos físicos y químicos para superar la contaminación por MP, dado su enfoque en soluciones basadas en la naturaleza (SbN) y su consideración como un método económicamente viable para el tratamiento del suelo (Tan et al., 2023a).

En ese mismo contexto, uno de los enfoques emergentes y prometedores es el uso de humedales de tratamiento para la remediación de suelos y la mitigación de la contaminación por metales pesados. Estos humedales artificiales ofrecen un entorno propicio para implementar la tecnología de la fitorremediación, aprovechando así las propiedades naturales que tienen algunas plantas acuáticas para absorber, inmovilizar y/o degradar los contaminantes. El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente definió a la fitorremediación como “el uso eficiente de las plantas para eliminar, detoxificar o inmovilizar contaminantes ambientales”. La fitorremediación se reconoce como una solución aceptada para remediar ambientes contaminados por metales pesados (Kafle et al., 2022). Esta técnica utiliza plantas con potencial para acumular MP entre las que destacan las plantas vasculares acuáticas o macrófitas, vitales en el funcionamiento y mantenimiento de la hidroquímica de los ecosistemas acuáticos (Masarat, 2021). Además, la fitorremediación es un método de biorremediación multidisciplinario con un enfoque emergente y ecológico que puede implementarse tanto en condiciones in situ o ex situ (Marrugo Negrete et al., 2017; Timalcina et al., 2022). Esta tecnología ha ganado popularidad y aceptación debido a su bajo requerimiento de capital y energía, menos huella de carbono y menos generación de residuos secundarios, donde se utilizan fuentes naturales y renovables que pueden ser aprovechados en la generación de materia prima para diferentes aplicaciones (Mustafa y Hayder, 2021).

Se han identificado plantas macrófitas con potencial para la fitorremediación, por lo cual estas constituyen uno de los componentes clave dentro de los sistemas de tratamiento de agua denominados humedales de tratamiento (HTs), también conocidos como humedales artificiales o humedales construidos (Marrugo Negrete et al., 2017), en estos sistemas las macrófitas actúan como filtros biológicos donde están involucrados procesos físicos, químicos, microbianos y biológicos para la remoción de contaminantes (Timalsina et al., 2022). La aplicación de los HTs como una tecnología apropiada para la gestión en el tratamiento del suelo y el agua (Gaballah et al., 2022) ha sido promovida en el Informe sobre el desarrollo del agua de las Naciones Unidas, dado su potencial para abordar los desafíos actuales relacionados con la gestión del recurso hídrico y su contribución al desarrollo sostenible (Kataki et al., 2021). Los HTs se enmarcan dentro de las soluciones basadas en la naturaleza, son sistemas de ingeniería que incluyen un sustrato, vegetación proveniente de humedales naturales como las macrófitas y comunidades microbianas asociadas que se desarrollan conforme se alcanza la madurez del sistema (Batool y Saleh, 2020), y que buscan simular los procesos de remoción de contaminantes que tienen lugar en un humedal natural (Marrugo Negrete et al., 2017), y dada su casi nula necesidad de mantenimiento, el bajo costo de operación, un diseño relativamente simple pero con enorme escalabilidad, se les puede considerar como una de las áreas de aplicación más importantes en fitorremediación.

Los HTs son ampliamente utilizados para el tratamiento de las aguas residuales de la minería (Pat et al., 2018). También se ha reportado en proyectos piloto de recuperación de suelos de explotaciones mineras utilizando sustratos de estas áreas como medio soporte en los HTs (Hernández et al., 2024). Los HTs son soluciones que también han demostrado capacidad para el secuestro de carbono (Tan et al., 2023b).

Por otro lado, el biocarbón puede emplearse como una enmienda para el suelo mineros. Es un biomaterial respetuoso con el ambiente y representa una técnica sostenible para la recuperación de suelos, es rico en carbono

y también químicamente estable. El biocarbón posee una gran superficie específica y una elevada porosidad, lo que aumenta la porosidad del suelo y al disminuir la pérdida de humedad aumenta la disponibilidad y retención de agua en el suelo, además de ser un excelente hábitat para los microorganismos presentes. Por otro lado, la elevada capacidad de intercambio catiónico del biocarbón reduce de manera eficaz la movilidad y biodisponibilidad de MP en el suelo mediante reacciones de fisisorción, quimisorción y precipitación; también se ha encontrado que el contenido de hidróxidos, carbonatos y cationes básicos del biocarbón aumenta el pH del suelo, neutralizando gradualmente la acidez su acidez (Gao et al., 2022; Wang et al., 2023; Silva et al., 2019; Jiang et al., 2022). En general, la rehabilitación del suelo con biocarbón se evidencia en el aumento del contenido de nutrientes y materia orgánica, en la disminución de la acidez, en la mejora de la capa superficial del suelo (erosión) y en la estabilización o inmovilización de contaminantes como los MP. Es pertinente mencionar que la incorporación de biocarbones a los HTs contribuye a mejorar la eficacia de estos sistemas (Bano et al., 2023).

Finalmente, cabe mencionar que en Colombia para el año 2022 se detectaron mediante el uso de imágenes satelitales 69.123 hectáreas ocupadas por la minería aurífera, de las cuales el 73 % corresponden a minería ilegal, concentrándose principalmente en 13 departamentos del país, principalmente en Chocó, Antioquia y Córdoba, adicionalmente, casi la mitad de la actividad minera (49 %) se realizó en áreas protegidas, principalmente en las zonas de reserva forestal (45.780 hectáreas). Dado el contexto y la magnitud de esta problemática, este estudio se planteó como objetivo principal de esta investigación, evaluar un sistema de humedales construidos empleando la tecnología de fitorremediación con macrófitas para remediar suelos contaminados con metales pesados provenientes de un área de minería aurífera del departamento de Córdoba, en la búsqueda de contribuir en la identificación de alternativas para la recuperación de suelos contaminados en procesos mineros, asimismo, se evaluó el uso estratégico de biocarbón como enmienda para mejorar las propiedades del suelo y reducir la biodisponibilidad de metales pesados. Además, se evaluó el uso

de diversas especies de macrófitas con potencial para la fitorremediación y resistencia a ambientes contaminados, con el fin de optimizar la eficacia de los humedales de tratamiento en la remediación de suelos mineros.

5.2. Metodología

5.2.1. Área de estudio

En este estudio se implementó un sistema piloto de humedales de tratamiento construidos en una casa malla ubicada en la sede central de la Universidad de Córdoba (8° 47' 32,0" N, 75° 51' 41,9" W), en la ciudad de Montería, Colombia. Las condiciones climatológicas donde se encontraba el sistema de tratamiento presentaban una temperatura promedio de 35,4°C y un porcentaje de humedad del 58 %.

El suelo utilizado en los Humedales de Tratamiento (HTs) de este ensayo se obtuvo en una finca al sur de la ciénaga de Ayapel, en el municipio de Ayapel-Córdoba (N 08° 11' 16,9"; W 75° 10' 27,5"), lugar que se caracteriza por tener una alta contaminación por Hg y otros metales pesados en el suelo, puesto que, históricamente se han realizado actividades de minería aurífera (Caraballo, 2023).

Las plantas empleadas fueron recolectadas en diferentes áreas de la Universidad de Córdoba. Se seleccionaron especies previamente utilizadas en procesos de fitorremediación, tales como *Thalia geniculata*, *Typha dominiguensis* y *Eleocharis interstincta* (Hadad et al., 2022; Anikwe et al., 2017). Las plantas recolectadas fueron seleccionadas de acuerdo con su estado de desarrollo (no se consideraron plantas con inflorescencia), con una altura uniforme alrededor de 50 cm, sin daños físicos como torceduras o quiebres, sin indicios de ataque de insectos o plagas, o amarillamiento. Su extracción se realizó utilizando una pala, la cual se introdujo alrededor de cada planta para remover el suelo y ser retirada con el menor maltrato posible, posteriormente se lavaron las raíces en el mismo cuerpo de agua para retirar los sedimentos. Debido a que estas especies viven la mayor

parte del tiempo en terrenos inundados, se almacenaron en tanques con agua para facilitar su adaptación previa a la siembra (Yang et al., 2020).

5.2.2. Montaje y operación de los Humedales de Tratamiento (HTs)

Los HTs de flujo superficial consistieron en recipientes de fibra de vidrio de 80 cm de largo, 80 cm de alto y 40 cm de ancho. Para este ensayo se adecuaron 6 unidades de HTs, cada unidad con una configuración diferente en términos de la especie de macrófitas y de la adición de biocarbón como se muestra en la Tabla 5.1. Inicialmente, se adicionaron 100 kg de suelos a todos los HTs. Posteriormente, se sembró las plantas. Para cada sistema se empleó una densidad de siembra relacionado con el aspecto morfológico de las plantas (tamaño, volumen), así para *T. geniculata* y *T. dominguensis*, se establecieron 18 plantas en cada HTs, mientras que para *E. interstincta* 32 plantas.

Tabla 5.1.

Diseño de Experimentos para los Humedales de Tratamiento

Especies	Unidades experimentales	Relación de las mezclas
<i>Thalia geniculata</i>	1 (B-TG)	Suelo (100 kg) + biocarbón (3,5 kg) + macrófitas (18 plantas)
	2 (S-TG)	Suelo (100 kg) + macrófitas (18 plantas).
<i>Typha dominguensis</i>	3 (B-TD)	Suelo (100 kg) + biocarbón (3,5 kg) + macrófitas (18 plantas)
	4 (S-TD)	Suelo (100 kg) + macrófitas (18 plantas).
<i>Eleocharis interstincta</i>	5 (B-EI)	Suelo (100 kg) + biocarbón (3,5 kg) + macrófitas (32 plantas)
	6 (S-EI)	Suelo (100 kg) + macrófitas (32 plantas).

Nota: Las dos primeras letras corresponden a las letras iniciales del nombre de cada planta, mientras que, las letras B y S hacen referencia a los términos Biocarbón y Sin Biocarbón, respectivamente.

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

Por otra parte, el biocarbón se adicionó después de la siembra de las plantas, con el fin de cubrir la capa superficial del suelo en los HTs donde fue adicionado. El biocarbón empleado en este ensayo, fue elaborado artesanalmente en las instalaciones de la Universidad de Córdoba. Para activar el biocarbón se le agregó ácido sulfúrico (Pak et al., 2016).

Finalmente, el sistema de humedales fue abastecido con agua limpia, empleando el modo batch. El nivel de agua en todos los humedales se mantuvo cerca de los 15 cm, partiendo de la base superficial del suelo o biocarbón. Teniendo en cuenta que el agua podía sufrir procesos de evaporación se realizaron riegos cada 5 días durante un periodo de 3 meses, tiempo en que se desarrolló el ensayo.

5.2.3. Monitoreo de variables fisicoquímicas a las plantas y los HTs

A las macrófitas en cada HTs inicialmente se les determinó un promedio de biomasa inicial y para ellos se tomaron 5 plantas de cada HTs y fueron pesadas.

En general, el seguimiento de las plantas establecidas en los HTs consistió en la medición de algunas variables morfo-fisiológicas como altura y clorofila. La clorofila fue medida con un equipo Chlorophyll Meter Spad-502 Plus cada cinco días, mientras que, la altura de la planta solo se midió al inicio y al final del ensayo (Mun et al., 2020). Para determinar la longitud final, las plantas fueron extraídas de los humedales y se midieron con un metro.

Por otra parte, se monitorearon parámetros fisicoquímicos como pH, temperatura, y potencial redox (ORP) al agua contenida en cada uno de los HTs. Este monitoreo se realizó in situ utilizando un equipo multiparámetro Hanna HI98194 previamente calibrado de acuerdo con los métodos estándar (Masarat, 2021; Hadad et al., 2022). Al suelo o sedimento también se le realizaron medidas in situ de pH, temperatura y potencial redox empleando un equipo Portátil Impermeable de pH/ORP/ISE (HI 98191) (Anikwe et al., 2017).

5.2.4. Análisis de los metales pesados en suelo y plantas

5.2.4.1. Análisis de suelo

Al finalizar el ensayo, se recolectaron 3 muestras de suelo empleando un tubo, el cual se introdujo desde la superficie con el objetivo de extraer un núcleo de suelo en cada humedal. Luego, las muestras fueron depositadas en platos de poliestireno previamente etiquetados y se llevaron a una cámara de secado por convección a temperatura ambiente durante una semana. Una vez secas, las muestras fueron trituradas en un mortero y tamizadas empleando un tamiz de 0,45 μm para lograr una mayor homogeneidad de sus partículas. Finalmente, cada muestra fue depositada y rotulada en una bolsa de polietileno para posteriormente ser preservadas en cadena de frío a 4 °C.

Para el análisis de los metales pesados (Pb, Cu, Cd, Mn y Fe) se realizó una digestión ácida cerrada con horno microondas siguiendo el método EPA 3051 (*U.S. Environmental Protection Agency, 2007*), y posterior análisis por espectroscopia de absorción atómica en un equipo ICE3500 marca Thermo Scientific. El análisis de Hg fue realizado en las muestras de suelo tamizadas, empleando un analizador directo de mercurio DMA-80 Tricell de Milestone, el cual emplea la técnica de absorción atómica con descomposición térmica y amalgamación utilizando el método (EPA, 2015). Estos análisis químicos fueron realizados en el Laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental adscrito al departamento de Química de la Facultad de Ciencias Básicas de la Universidad de Córdoba.

5.2.4.2. Análisis en plantas

Luego de su extracción de los HTs las plantas fueron lavadas con abundante agua hasta eliminar los restos de suelo o sedimento. Inicialmente, se colectó una muestra de cada especie para ser identificada taxonómicamente en el Herbario de la Universidad de Córdoba (HUC), prensando las muestras en papel periódico con etanol al 70% para su preservación (Calzada, 2017).

Posteriormente, las plantas en cada HTs se diseccionaron en tejido aéreo y tejido radicular. Del mismo modo, las muestras fueron secadas, molidas y guardadas en bolsas de polietileno para su análisis de metales (Cd, Fe, Cu, Mn, Pb y Hg) en el Laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental adscrito al departamento de Química de la Facultad de Ciencias Básicas de la Universidad de Córdoba. Para el análisis de los diferentes metales pesados se siguió la misma metodología utilizada en las muestras de suelo.

5.2.5. Remoción de metales pesados en el suelo

Para evaluar la remoción de los metales pesados en el suelo se tomaron tres muestras de suelo al final del ensayo en cada uno de los 6 HTs, para ello se utilizó la misma metodología implementada para la toma de muestras de suelos para análisis de metales pesados. Cada una de las tres submuestras fue analizada por independiente para conocer el contenido inicial y final de Hg, Pb, Cu, Cd, Mn y Fe, al inicio y final del ensayo. De acuerdo, con estos resultados se evaluó la remoción de los metales pesados en el suelo de cada sistema de HTs mediante la aplicación de la Ecuación 5.1 (Marrugo Madrid et al., 2021).

Ecuación 5.1: Remoción de metales pesados en el suelo

$$\% \text{Remoción} = \frac{C_f - C_i}{C_i} \times 100\%$$

Donde:

C_i y C_f , son las concentraciones iniciales y finales del metal pesado en cada suelo del HTs.

Estimación de la captura de carbono

El almacenamiento total de carbono para cada HTs se calculó a partir de la densidad de carbono, el área del humedal y la profundidad de la capa orgánica en el sitio, usando la siguiente ecuación:

Ecuación 5.2: Estimación de la captura de carbono

$$C_d (\text{g cm}^{-2}) = \frac{\text{BD}(\text{gcm}^{-3}) \times \%C}{100} \times \text{espesor}(\text{cm})$$

Donde:

Cd Densidad de carbono de la sección analizada del núcleo de suelo,

BD Densidad aparente

%C Contenido de carbono de cada capa orgánica del humedal que se analizó.

La cantidad de carbono por unidad de área se puede obtener multiplicando la densidad de carbono promedio por la profundidad de la capa orgánica (Yu et al., 2022).

Para la determinación de la densidad aparente, se utilizó un cilindro de volumen conocido. Para calcular el volumen del cilindro se usó la fórmula 3, 4 y 5:

Ecuación 5.3: Volumen del cilindro

$$V = \pi r^2 h$$

Al cilindro se le agregó suelo hasta llenarlo completamente y se pesó en una balanza “peso húmedo”. Posteriormente se colocó a secar a 105 por 2 horas y se volvió a pesar “peso seco” (Agostini et al. 2014). Para la determinación de la densidad aparente se hizo uso de las ecuaciones 5.4 y 5.5.

Ecuación 5.4: Peso muestra seca

$$\text{Peso muestra seca} = \text{Peso seco } 105^\circ\text{C} - \text{peso húmedo}$$

Ecuación 5.5: Densidad aparente muestra seca

$$\text{Densidad aparente} = \frac{\text{Peso seco de la muestra (g)}}{\text{Volumen del suelo (cm}^3\text{)}}$$

La determinación del contenido de materia orgánica se realizó empleando el método de calcinación o muflado. Inicialmente se pesaron 5 g de muestra en crisoles y se secaron en el horno durante 2 horas a 105 °C, una vez transcurrido el tiempo se volvió a pesar el sistema para obtener el “peso seco”. Luego, la muestra seca se introdujo en la mufla a 450 °C durante 4 horas aproximadamente. Posteriormente, se esperó que la muestra bajara la temperatura y se volvió a pesar. La determinación del contenido de materia orgánica se hizo por pérdida en ignición en diferencia entre el peso empleando la Ecuación 5.6. (Sato et al., 2014).

Ecuación 5.6: Contenido de materia orgánica

$$\% \text{MOS} = \frac{\text{Peso a } 105^{\circ}\text{C} - \text{Peso a } 450^{\circ}\text{C}}{\text{Peso a } 105^{\circ}\text{C}} \times (100\%)$$

5.2.7. Tratamiento de los datos

Los valores se presentan como la media \pm la desviación estándar. Los datos obtenidos fueron tabulados en una base de datos empleando el software Microsoft Excel 2013 y se realizó un análisis ANOVA con una prueba de dos vías, o dos factores, previa verificación de los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Se realizó la prueba de contrastes múltiples de Tukey para establecer las diferencias entre tratamientos cuando el ANOVA fue significativo. Todos los análisis fueron realizados a un nivel de confianza del 95 % empleando el Software R versión 4.3.2 para Windows.

5.3. Resultados y Discusión

5.3.1. Comportamiento de variables fisicoquímicas en las plantas y los HTs

5.3.1.1. Clorofila y biomasa en las especies analizadas

En la Figura 5.1a, se puede observar la biomasa total de las plantas (biomasa radicular más biomasa del tejido aéreo). La producción de biomasa de *T. geniculata* fue de (358g a 1763), la *T. dominguensis* (447g a 1494g) y la *E. interstinca* (146g a 355g), La biomasa en orden descendente fue:

$$T. geniculata > T. dominguensis > E. interstinca$$

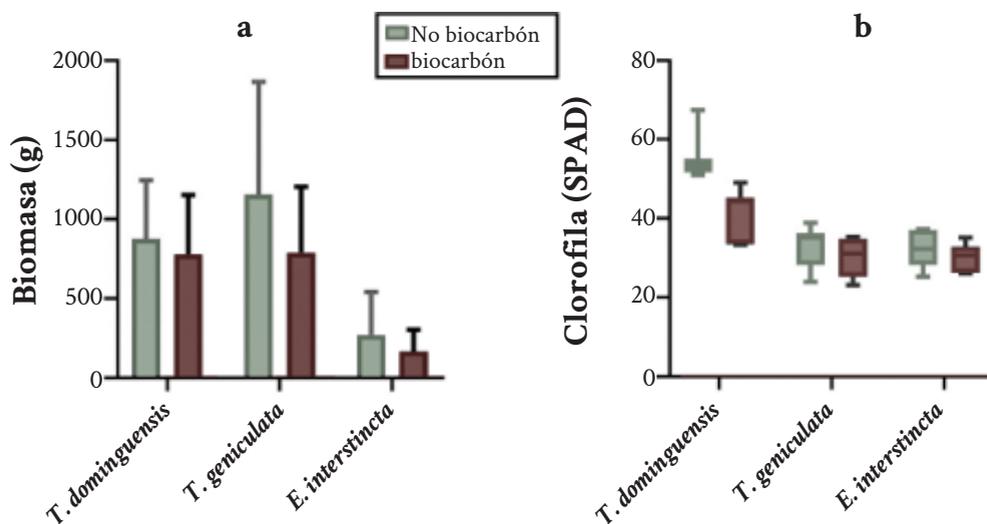
Se encontró que el tratamiento con mayor biomasa fue el de *T. geniculata* sin y con adición de biocarbón, también se ilustra que desarrollaron mayor biomasa los tratamientos con biocarbón. Asimismo, según el ANOVA de dos factores, indica que, si existe diferencia significativa en los tratamientos, según el test estadístico de Tukey el tratamiento de *E. interstinca* presentó diferencia significativa con $P < 005$, en comparación a los tratamientos restantes *T. geniculata* y *T. dominguensis* que no presentaron diferencia significativa con $P > 0,05$.

Sin embargo, esta diferencia de producción de biomasa entre las especies evaluadas se podría atribuir a las características morfológicas de cada especie, puesto que, *T. geniculata* es una especie de mayor porte en comparación con *T. dominguensis* o *E. interstinca*.

En la Figura 5.1b, se observan los resultados de la clorofila. Esta fue mayor en aquellos tratamientos sin adición de biocarbón en comparación a los tratamientos con adición de biocarbón.

Figura 5.1.

Biomasa de las plantas en los sistemas evaluados



Nota: a Biomasa total de las plantas mencionadas en el estudio.

b Clorofila obtenida en las plantas mencionadas en el estudio.

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

En la Figura 5.1b se observan los resultados de la clorofila SPAD. El comportamiento de la clorofila, se puede ilustrar la mayor cantidad de clorofila fue encontrada en la *T. dominguensis* sin biocarbón (S-TD) de 67,4. Los rangos de clorofila para *T. dominguensis* oscilaron de (51 - 67,4) para *T. geniculata* oscilo (23,8 - 38,9) y la *E. interstincta* (25,2 - 37,3) para los sistemas sin biocarbón. En cambio, para los sistemas los valores de clorofila para *T. dominguensis* oscilaron de (33,3 - 49) para *T. geniculata* oscilo (23,1 - 35,3) y la *E. interstincta* (26 - 35,1). Según la prueba estadística de Tukey, el sistema de que presento diferencia significativa fue en la *T. dominguensis* en los sistemas con y sin adición de biocarbón (S-TD y SC-TD) con $P < 0,05$. En cambio, no se encontraron diferencias significativas en las especies *T. geniculata* y *E. interstincta* tanto en los sistemas con y sin adición de biocarbón con un $P > 0,05$.

El comportamiento entre los resultados de clorofila se puede observar que fue mayor en aquellos tratamientos sin biocarbón en comparación a los tratamientos con adición de biocarbón.

5.3.2. Comportamiento de las variables fisicoquímicas en el agua y suelo

En la Figura 5.2a, se presentan los valores de pH en el suelo de los diferentes HTs. De acuerdo con el análisis ANOVA no se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos con respecto al pH con p valor $< 0,05$. Los tratamientos con adición de biocarbón presentaron valores más alcalinos en relación con los tratamientos sin adición de biocarbón. En cuanto a los HTs con adición de biocarbón el pH tuvo una tendencia más alcalina así

$$E. \textit{interstincta} > T. \textit{geniculata} > T. \textit{dominguensis}$$

Esto es atribuido a la alcalinidad del carbón adicionado a los humedales. Finalmente, para los HTs sin adición de biocarbón se determinó que el pH más bajo fue donde se encontró la especie *T. dominguensis*.

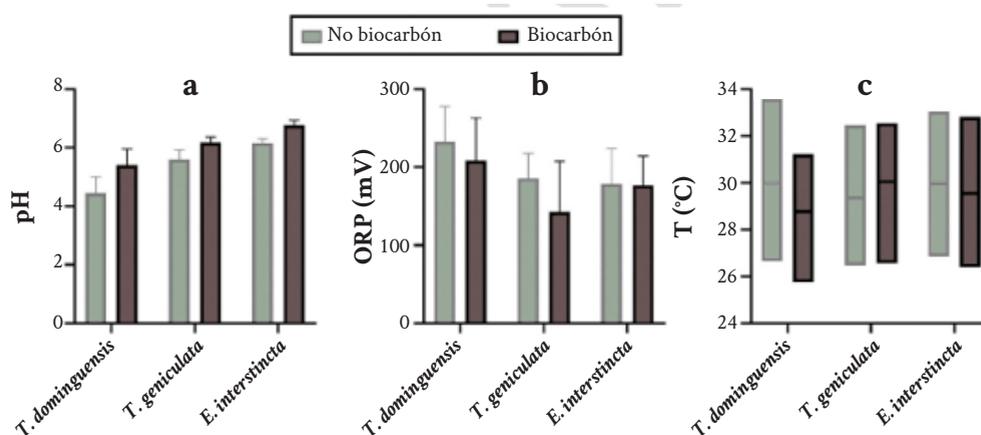
En la Figura 5.2b se observa el comportamiento del potencial de redox (ORP) en el suelo, mostrando valores iguales 400 mV y valores por debajo de cero “negativos”. Al compararse con la Figura 5.2a, los valores de ORP son positivos en el agua, indicando que existen condiciones oxidativas en el sistema. Esto es explicado dada las condiciones anóxicas que comúnmente se presenta en los humedales. Se puede observar que los sistemas que presentaron mayor deficiencia de oxígeno fueron los tratamientos de *T. geniculata*, con y sin adición de biocarbón con el valor más bajo de ORP -346,5 mV aproximadamente, seguido del sistema *E. interstincta* y *T. dominguensis*. respectivamente.

La Figura 5.2c, se ilustra el comportamiento de la temperatura en los sistemas de tratamientos. La prueba estadística de Tukey, indica que no existieron diferencias estadísticamente significativas en ninguno de los

tratamientos. Los rangos de temperatura para los tratamientos sin biocarbón, S-TD oscilaron entre 26,65°C a 33,60°C, S-TG osciló entre 26,48°C y 32,46°C y S-EI osciló entre 26,85°C a 33,05°C y para los tratamientos con biocarbón, SC-TD oscilaron entre 25,75°C a 31,22°C, SC-TG osciló entre 26,56°C a 32,55°C y SC-EI osciló entre 26,40°C a 32,81°C. Las temperaturas más altas reportadas fueron en el sistema de *E. interstincta* y *T. dominguensis* sin biocarbón (S-EI y S-TD).

Figura 5.2.

Valores medios de las variables fisicoquímicas en el agua de los HTs



Nota: a pH.

b Potencial de Oxido Reducción ORP.

c Temperatura.

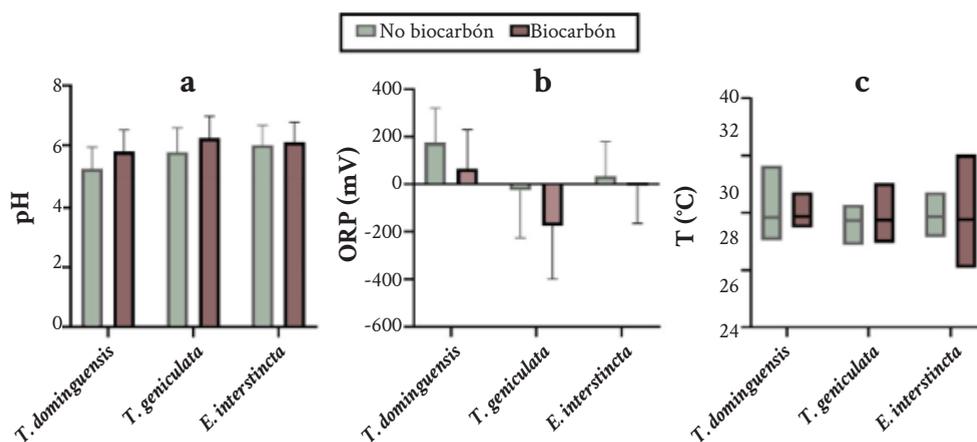
Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

En la Figura 5.3a, se muestran los valores de pH en los sedimentos. Donde se pueden observar diferencias entre los tratamientos de humedales. Con respecto al análisis ANOVA de dos vías y la prueba estadística de Tukey, los sistemas de tratamientos con respecto al pH no presentaron diferencias significativas. Los tratamientos con adición de biocarbón presentaron valores más básicos en relación con los tratamientos sin adición de biochar. En los tratamientos con biocarbón presentó mayor pH el tra-

tamiento de *T. geniculata*, seguido de *E. isinterstincta* y *T. dominguensis*, por lo tanto, se puede observar que los tratamientos con biocarbón en el suelo presentaron pH más básico, lo cual puede ser influenciado por la presencia del carbón, ya que estos tienen tendencia a ser materiales alcalinos, lo cual explicaría la diferencia entre los tratamientos (Fellet et al., 2011).

Figura 5.3.

Valores medios de las variables fisicoquímicas en el suelo de los HTs



Nota: a pH.

b Potencial de Oxido Reducción ORP.

c Temperatura.

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

Los resultados del potencial de óxido reducción en el suelo (ORP) se les realizó un análisis ANOVA de dos vías y el test estadístico de Tukey que indicaron que al menos uno de los tratamientos presentó diferencia significativa con $P < 0,05$. Se puede observar que algunos valores presentaron valores por debajo de 400 mv y por debajo de cero. Al compararse con la Figura 5.3b, que corresponde a los valores de ORP en el agua de los tratamientos, se puede observar que todos son positivos, lo cual indica que existen condiciones oxidativas, por lo tanto, en relación los valores de ORP en el suelo que son diferentes a los del agua. Esta diferencia puede

ser explicada mediante la limitación de oxígeno en el fondo de los tratamientos; de esta forma la cantidad de oxígeno fue relativamente baja, lo que indica que abundan las condiciones reductoras “anóxicas”. Se puede observar que los sistemas que presentaron mayores condiciones anóxicas fueron los tratamientos de *T. geniculata*, con y sin adición de biocarbón con el valor más bajo de ORP -346,5 mV, seguido del sistema *E. isnterstincta* y *T. dominguensis*.

En la 5.3 se ilustra el comportamiento de la temperatura en el suelo de los tratamientos, según análisis estadístico ANOVA y Test de Tukey, indicaron que no hay diferencia entre ninguno de los sistemas de tratamiento. Las temperaturas más altas reportadas fueron en el sistema de *E. isnterstincta* en el tratamiento con biochar (SC-EI), y *T. geniculata* con adición de biochar (SC-TG). Así mismo, se reportaron temperaturas altas en los tratamientos sin adición de biocarbón que fueron los sistemas de *T. dominguensis*. Las temperaturas más bajas se encontraron en el sistema control con adición de biochar, seguida de *T. geniculata* y *E. isnterstincta*. Esta diferencia en las temperaturas puede verse influencia por la biomasa vegetal involucrada en el estudio y la temperatura ambiental para los sistemas plantados.

5.3.3. Remoción de metales pesados en el suelo

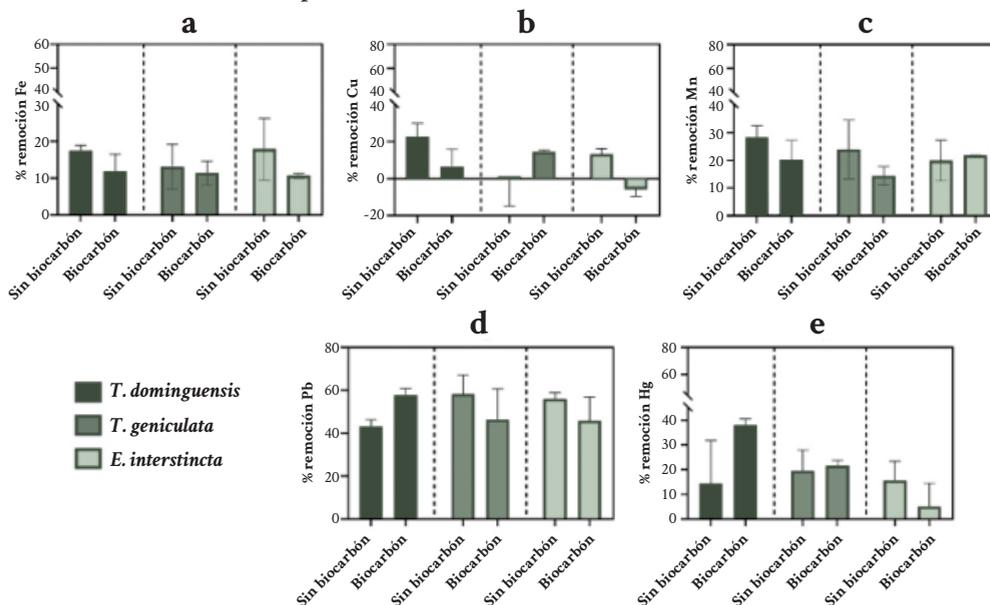
El suelo inicial se caracterizó por una textura arenosa y una densidad real de $2,64 \pm 0,08$ g/cm³, con un pH ácido ($5,65 \pm 0,06$) y baja cantidad de carbono orgánico (0,03 %), la conductividad eléctrica varió entre 0,03 y 0,05 dS/m y la capacidad de intercambio catiónico osciló entre 1,1 y 1,3 cmolc/kg. El Ca²⁺ fue el catión dominante con una concentración media de $0,21 \pm 0,02$ cmolc/kg) con una acidez intercambiable media de $0,76 \pm 0,10$ cmolc/kg. Los rangos de concentraciones para el contenido de S y P fueron 0,4 – 7,6 mg/kg y 0,8 – 6,4 mg/kg. El Cu y el Zn no se encontraron disponibles en el suelo (<0,40 y <0,20 mg/kg, respectivamente), mientras que el Fe y Mn biodisponibles oscilaron entre 6,2 – 17,4 mg/kg y 2,4 – 11,4 mg/kg, respectivamente.

En cuanto a los elementos potencialmente tóxicos, las concentraciones iniciales de Cd, Hg, Pb, Cu, Mn y Fe fueron <0,08; 0,53; 5,85; 63,5; 178,66 y 24492,98 mg/kg, respectivamente. Las concentraciones finales de Cd, Hg, Pb, Cu, Mn y Fe fueron <0,08; 0,49; 2,94; 68,26; 163,65 y 25015.34 mg/kg, respectivamente. La Figura 5.4, presenta las remociones de metales en los suelos para cada uno de los 6 HTs, el Pb fue el metal con las remociones más altas entre un 36,1 y 68,6 % (Figura 5.4d), por su parte, los HTs plantados con *T. dominguensis* presentaron remociones positivas para los cinco metales estudiados, mientras que el Cu fue el único metal que evidenció remociones negativas con *T. geniculata* y *E. interstincta* (Figura 5.4c), posiblemente debido a la adición de nutrientes que contienen trazas de este metal.

En relación con el uso de biocarbón, cada metal exhibió un comportamiento diferente dependiendo de la especie de macrófita, con remociones favorables para Hg en el tratamiento con biocarbón del HT plantado con *T. dominguensis*, donde se alcanzaron eficiencias de remoción de hasta 40 %, las cuales están en el rango de las reportadas por Marrugo-Madrid (Marrugo Madrid et al., 2021), para suelos de una mina de oro en el norte de Colombia fitorremediados con la especie oleaginosa *Jatropha curcas*. Por su parte, Ferrarini et al. (2021) solo lograron remover hasta un 1,49 % de Cu tras la adición de EDTA empleando la *Poaceae Arundo donax* L., en un experimento de potes bajo condiciones de invernadero. Sólo pocos estudios se conocen sobre el uso de macrófitas para remediar suelos o sedimentos, recientemente, Martino et al. (2022) usaron la macrófita *Limnobium laevigatum* para remediar Cr en sedimentos en un experimento controlado, las remociones obtenidas fueron de alrededor del 65 %, similares a la máxima remoción alcanzada para el Pb en el presente estudio.

Figura 5.4.

Remociones de metales pesados en suelos.



Nota: a Hierro (Fe).

b Cobre (Cu).

c Manganeseo (Mn).

d Plomo (Pb).

e Mercurio (Hg).

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

5.3.4. Captura de Carbono en humedales de tratamiento

La comparación de los valores medios de captura de carbono para cada humedal, antes y después de finalizar el proceso de fitorremediación, se presenta en la Figura 5a. Únicamente para para el tratamiento S-EI (humedal plantado con *E. interstincta* sin adición de biochar) se encontró que el carbono capturado después del proceso de remediación del suelo fue significativamente superior en comparación con el carbono inicial. No obstante, aunque para el resto de las comparaciones no se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$), se observó un incremento en la captura de carbono en todo el sistema de humedales.

En la Figura 5.5, se agruparon los tratamientos plantados con adición de biocarbón, con el fin de estudiar el efecto de ambos factores sobre la captura de carbono. El ANOVA de dos vías permitió demostrar la influencia de la especie de macrófita plantada en el humedal sobre la captura de carbono, afectando significativamente; mientras que el factor adición de biocarbón y la interacción de este con el tipo de planta no fueron significativos.

En ambas Figuras (Figura 5.5a y Figura 5.5b) se observa que los humedales con y sin adición de biocarbón capturaron carbono, siendo el más eficiente el tratamiento SC-TD. Es interesante resaltar que, aun cuando la adición de biocarbón es causante del incremento de carbono en el suelo, los tratamientos plantados sin biocarbón igualmente capturaron carbono. De esta manera, el uso de sistemas de humedales conlleva a un incremento en los niveles de carbono en el suelo, lo que los convierte en una estrategia de remediación para mejorar su calidad.

El dióxido de carbono (CO_2) es uno de los principales gases efecto invernadero (GEI) que ha acelerado sustancialmente el calentamiento global. Hoy por hoy, se estima que el CO_2 concentrado en la atmósfera es de 417 partes por millón (ppm), con un aumento del 48 % (280 ppm) y un 12% (380 ppm), desde la Revolución Industrial hasta las últimas dos décadas. Es una necesidad urgente reducir las emisiones de CO_2 en un 75 % durante el próximo siglo dado que, las proyecciones arrojan un aumento significativo de 500 ppm de este GEI (Jamion et al., 2022). Los humedales son ecosistemas altamente productivos proveedores de servicios ecosistémicos, y en el escenario climático son considerados como estrategia de respuesta al cambio climático global por su papel en el equilibrio térmico de la atmósfera terrestre e importante sumidero de carbono. A pesar de cubrir entre el 5 % y el 8 % de cobertura terrestre, estos ecosistemas almacenan un tercio (35 %) del carbono orgánico del suelo global (Villa y Bernal, 2017; Were et al., 2019; Yu et al., 2022).

El secuestro de carbono (CS) en humedales está mediado principalmente por macrófitas, dado que utilizan el CO_2 atmosférico como principal fuente de carbono (C), y debido a la alta tasa de producción primaria bruta en comparación con las plantas terrestres, son capaces de fijar altas cantidades de CO_2 . A través de la fotosíntesis, las plantas asimilan el CO_2 en sus tejidos como azúcares simples para ser transformados en compuestos complejos (lignina y celulosa), depositados en su tejido aéreo y radicular; acumulándose finalmente en la zona aeróbica del suelo como carbono orgánico (Were et al., 2019).

El CS en los humedales consiste en la acumulación de CO_2 proveniente de la atmósfera en las reservas de C del suelo, como materia orgánica del suelo (MOS) y a medida que la MOS se acumula, su C es secuestrada con el tiempo, provocando un equilibrio entre las entradas y salidas de C. El C proveniente de los humedales está contenido en la vegetación senescente (autóctono) y el C suspendido y disuelto de las aguas entrantes y escorrentías (alóctono) (Villa y Bernal, 2017).

La saturación del suelo incide directamente en la acumulación de C en estos ecosistemas, por varios factores: las plantas son más eficientes para almacenar carbono en suelos saturados (condiciones anaeróbicas), el gradiente de profundidad de la columna de agua incide no sólo en la distribución de la vegetación si no que, en las zonas inundadas se ha reportado mayor acumulación de C en comparación a las zonas de descenso y emergentes del humedal (Jamion et al., 2022).

Yu et al. (2022) estimaron la tasa de secuestro y almacenamiento de carbono en humedales pantanosos montanos del Parque Nacional Odaesan de Corea. Los investigadores seleccionaron 3 humedales y midieron la profundidad de la capa orgánica del suelo. Escogieron cuatro sitios teniendo en cuenta la diversidad de plantas dominantes y colectaron 12 núcleos. Analizaron las características fisicoquímicas de los núcleos y se dataron los 4 núcleos con ^{210}Pb utilizando el modelo de tasa de suministro constante. Teniendo en cuenta los análisis fisicoquímicos y datación con ^{210}Pb , se

calculó la tasa de secuestro y almacenamiento de carbono, que oscilaron entre 58.29 y 125.31 g C m⁻² y ⁻¹ and 14.13–138.00 t C, respectivamente. Entre los cuatro sitios estudiados, el almacenamiento de carbono fue mayor en el sitio donde dominaban las especies de *Phragmites australis* y *Sphagnum palustre* y la tasa de secuestro de carbono fue más alta en el sitio con las especies dominantes *Salix koriyanagi* y *Sphagnum palustre*.

La descomposición de la MOS es también promovida por la interacción de procesos biológicos, físicos y químicos; llevada a cabo por los microorganismos en la obtención de energía necesaria para su crecimiento y metabolismo. Esta energía se obtiene a partir de la oxidación de compuestos orgánicos obtenidos por la producción enzimática bacteriana que favorece la degradación de la MO. El metabolismo microbiano depende de la temperatura y el oxígeno. El primero, controla las poblaciones microbianas incidiendo de manera directa en la producción enzimática y en la degradación de la MOS, así como también en la productividad, metabolismo y fenología de las plantas y su contribución de C al suelo. Por su parte, las condiciones anaeróbicas limitan la actividad enzimática y disminuye la eficiencia de las vías metabólicas microbianas (Villa y Bernal, 2017).

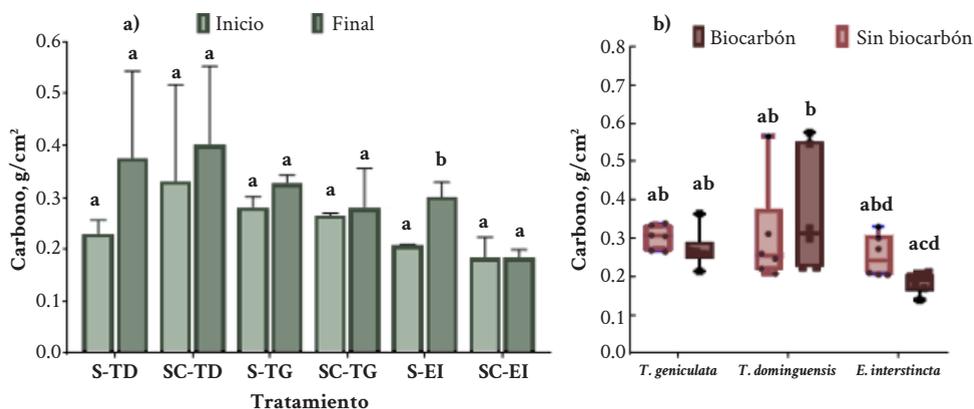
Autores mencionan que la diversidad de plantas en CW aumentan la producción de biomasa y el secuestro de carbono. Du et al. (2018) estudiaron el efecto de la diversidad de cuatro especies tolerantes al agua (*Oenanthe javanica* (Blume) DC., *Phalaris arundinacea* L., *Rumex japonicus* Hoult. y *Reineckia carnea* (Andr.) Kunth.) sobre el secuestro de carbono en el sustrato y la mitigación de las emisiones de dióxido de carbono mediante la biomasa aérea. Utilizaron 90 microcosmos de flujo subsuperficial vertical que incluía: monocultivo para cada una de las cuatro especies, seis policultivos de combinaciones de dos especies, cuatro policultivos de combinaciones de tres especies y un policultivo de una combinación de cuatro especies. Cada microcosmos fue plantado con 12 individuos. Los resultados arrojaron que los microcosmos constituidos con riqueza de especies redujeron el potencial de calentamiento global teniendo en cuenta el secuestro de

carbono y las emisiones de CO₂ y en general las especies *R. japonicus* y *O. javanica* fueron eficientes en la disminución de calentamiento global.

Autores como Avellan et al. (2017) mencionan que las especies *Typha dominguensis dominguensis* y *Phragmites australis*, son comúnmente plantadas en CW. Asimismo, Overbeek et al. (2018) descubrieron alto contenido de materia orgánica en CW plantados con especies del género *Typha* (*T. dominguensis dominguensis* y *T. angustifolia*) con capacidad de acumulación de 23 y 267 g C m⁻² y⁻¹ de C (Jamion et al., 2022; Bernal y Mitsch, 2013; Guo et al., 2017; Iseyemi et al., 2019; Reddy et al., 2016).

Figura 5.5.

Captura de carbono en humedales de tratamiento con y sin adición de biocarbón.



Nota: TD: *T. dominguensis*; EI: *E. interstincta*; TG: *T. geniculata*; S: suelo sin biocarbón; SC: suelo con biocarbón.

Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

5.4. Conclusiones

En general, los resultados de este estudio sugieren que los HTs pueden ser una herramienta prometedora para la restauración de suelos mineros contaminados, así como para la mitigación de la contaminación por metales pesados y la captura de carbono en diferentes contextos am-

bientales. Lo anterior, teniendo en cuenta el éxito de la fitorremediación en los HTs, puesto que demostró ser una estrategia efectiva para la remediación de suelos contaminados por metales pesados, con una significativa remoción de estos contaminantes al final del proceso. Asimismo, se observó que los HTs fueron capaces de capturar carbono, con la presencia de plantas influyendo en la retención de carbono en el suelo, lo que contribuye al secuestro de carbono y a la mitigación del cambio climático. En este sentido, la elección de las especies de planta en los HTs tuvo un impacto significativo en la eficiencia de la fitorremediación y en la captura de carbono, resaltando la importancia de seleccionar adecuadamente las especies para maximizar los beneficios ambientales.

Por todo lo anterior, se destaca la transición hacia técnicas de remediación más sostenibles y sustentables, como la fitorremediación en humedales, que ofrecen una alternativa viable a los métodos convencionales costosos y riesgosos para el suelo y el ecosistema.

5.5. Agradecimientos

El desarrollo de esta investigación fue apoyada por el proyecto titulado “Implementación de una estrategia sostenible en la recuperación de ecosistemas degradados y contaminados con mercurio generado por la minería aurífera en los departamentos de Córdoba, Sucre y Chocó” con código BPIN 2020000100055, y el proyecto interno: “El compostaje como alternativa de tratamiento y valorización de biomasa vegetal contaminada con mercurio proveniente de procesos de fitorremediación, en el municipio de Ayapel Córdoba” con código FCB-01-22.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aghili, S., & Golzary, A. (2023). Greening the earth, healing the soil: A comprehensive life cycle assessment of phytoremediation for heavy metal contamination. *Environmental Technology & Innovation*, 32. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103241>
- Agostini, M., Monterubbianesi, M. Studdert, G., & MAurette, S. (2014). Método simple de aproximación para la estimación de la cantidad de dinero. *CdS*, 32, 1-15. Recuperado, https://www.academia.edu/38617448/Agostini_et_al_CdS_32_2014_Metodo_simple_DAp.
- Akoto, O., Yakubu, S., Ofori, L., Bortey, N., Boadi, N., Horgah, J., Sackey, L. (2023). Multivariate studies and heavy metal pollution in soil from gold mining área. *Heliyon*, 9(1). <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/36685405/>
- Anikwe, M., Ikenganyia, E., Egbonimale, J., & Oputah, C. (2017). Assessment of Some Tropical Plants for Use in the Phytoremediation of Petroleum Contaminated Soil: Effects of Remediation on Soil Physical and Chemical Properties. *International Journal of Plant & Soil Science*, 14(2). <http://dx.doi.org/10.9734/IJPSS/2017/29745>
- Avellan, C., Ardakanian, R., & Gremillion, P. (2017). The role of constructed wetlands for biomass production within the water-soil-waste nexus. *Water Science and Technology*, 75(10), 2237–2245. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.106>

- Bano, S., Tahaira, S., Hasan, S., Tahseen, R., Shabir, G., Iqbal, S., Afzal, M., Amin, M., Boopathy, R., & Mehmood, M. (2023). Improved remediation of amoxicillin-contaminated water by floating treatment wetlands intensified with biochar, nutrients, aeration, and antibiotic-degrading bacteria. *Bioengineered*, 14(1). <https://doi.org/10.1080/21655979.2023.2252207>
- Batool, A., & Saleh, T. (2020). Removal of toxic metals from wastewater in constructed wetlands as a green technology; catalyst role of substrates and chelators. *Ecotoxicol Environ Saf*. 189. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109924>
- Bernal, B., & Mitsch, W. (2013). Carbon sequestration in two created riverine wetlands in the midwestern United States. *Journal of Environmental Quality*, 42(4), 1236–1244. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0229>
- Betancur Corredor, B., Loaiza Usuga, J., Denich, M., & Borgemeister, C. (2018). Gold mining as a potential driver of development in Colombia: Challenges and opportunities. *Journal of Cleaner Production*, 199, 538–53. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.142>
- Calzada, J. (2017). La preservación con alcohol de ejemplares colectados para herbario. *Botanical Sciences*, 95(2), 1-10. <https://doi.org/10.17129/botsci.1382>
- Caraballo, M. (2023). *Evaluación del compostaje como alternativa para la valorización de biomasa contaminada con mercurio en los departamentos de Córdoba, Sucre y Chocó* [Tesis de Maestría, Universidad de Córdoba]. <https://repositorio.unicordoba.edu.co/entities/publication/60c235a9-2a13-4302-863b-358d9beded9a>

- Du, Y., Pan, K., Yu, C., Luo, B., Gu, W., Sun, H., Min, Y., Liu, D., Geng, Y., Han, W., Chang, S., Liu, Y., Li, D., Ge, Y., & Chang, J. (2018). Plant diversity decreases net global warming potential integrating multiple functions in microcosms of constructed wetlands. *Journal of Cleaner Production*, 184, 718–726. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.273>
- Fellet, G., Marchiol, L., Delle Vedove, G., & Peressotti, A. (2011). Application of biochar on mine tailings: Effects and perspectives for land reclamation. *Chemosphere*, 83(9), 1262-1267. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.03.053>
- Ferrarini, A., Fracasso, A., Spini, G., Fornasier, F., Taskin, E., Fontanella, M., Beone, G., Amaducci, S., & Puglisi, E. (2021). Bioaugmented phytoremediation of metal-contaminated soils and sediments by hemp and giant reed. *Frontiers in Microbiology*, 12, 645893. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.645893>
- Gaballah, M., Abdelwahab, O., Barakat, K., & Stefanakis, A. (2022). A pilot system integrating a settling technique and a horizontal subsurface flow constructed wetland for the treatment of polluted lake water. *Chemosphere*, 295. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133844>
- Guo, J., Jiang, H., Bian, H., Sheng, L., He, C., & Gao, Y. (2017). Natural succession is a feasible approach for cultivated peatland restoration in Northeast China. *Ecological Engineering*, 104(1), 110–116. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.001>
- Gao, Y., Wu, P., Jeyakumar, P., Bolan, N., Wang, H., Gao, B., Wang, S., & Wang, B. (2022). Biochar as a potential strategy for remediation of contaminated mining soils: Mechanisms, applications, and future perspectives. *J Environ Manage.* 313. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114973>

- Hadad, H., Mufarrege, M., Di Luca, G., Denaro, A., Nocetti, E., & Maine, M. (2022). Potential metal phytoremediation in peri-urban wetlands using rooted macrophytes. *Ecological Engineering*, 182(4). <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106734>
- Hernández, C., Martínez, S., Martínez, M., Martínez, L., García, M & Perez, C. (2024). In Situ Use of Mining Substrates for Wetland Construction: Results of a Pilot Experiment. *Plants (Basel)*. 13(8). <https://doi.org/10.3390/plants13081161>
- Hou, Y., Zhao., Lu, J., Wei, Q., Zang, L., & Zhai, X. (2023). Environmental contamination and health risk assessment of potentially toxic trace metal elements in soils near gold mines - A global meta-analysis. *Environ. Pollut.* 330. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121803>
- Iseyemi, O., Farris, J., Moore, M., Green, V., Locke, M., & Choi, S. (2019). Characterizing organic carbon storage in experimental agricultural ditch systems in Northeast Arkansas. *Soil Science Society of America Journal*, 83(3), 751–760. <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.10.0370>
- Jamion, N., Lee, K., Mokhtar, M., & Goh, T. (2022). The integration of nature values and services in the nature-based solution assessment framework of constructed wetlands for carbon-water nexus in carbon sequestration and water security. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(5), 1231–1245. <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01322-9>
- Jiang, S., Dai, G., Zhou, J., Zhong, J., Liu, J. Shu, Y. (2022). An assessment of integrated amendments of biochar and soil replacement on the phytotoxicity of metal(loid)s in rotated radish-soya bean-amaranth in a mining acidic soil. *Chemosphere*, 287. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132082>

- Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A. & Aryal, N. (2022). Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agentes. *Environmental Advances*, 8. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>
- Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M., Dwivedi, S., & Gupta, D.(2021). Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). *Journal of Environmental Management*, 283. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111986>
- Martínez Sepúlveda, J., & Casallas, M. (2018). *Pollution and remediation of soils in Colombia: application to gold mining*. <http://hdl.handle.net/10882/9123>
- Martino, L., Fernández, M., & D'Angelo, C. (2022). Potential phytoremediation system using macrophyte *Limnobium laevigatum* to remove in situ Cr from contaminated bottom sediments. *Environmental Technology*, 43(13), 2343-2353. <https://doi.org/10.1080/09593330.2022.2044916>
- Marrugo Madrid, S., Turull, M., Montes, G., Pico, M., Marrugo Negrete, J., & Díez, S. (2021). Phytoremediation of mercury in soils impacted by gold mining: a case-study of Colombia. *Bioremediation for Environmental Sustainability*, 145-160. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820524-2.00007-9>
- Marrugo Negrete, J., Enamorado, G., Durango, J., Pinedo, J., & Díez, S. (2017). Removal of mercury from gold mine effluents using *Limnocharis flava* in constructed wetlands. *Chemosphere*, 167, 188-192. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.130>
- Masarat, N. (2021). Heavy metals accumulation in aquatic macrophytes from an urban lake in Kashmir Himalaya, India. *Environmental Nanotechnolo-*

- gy, *Monitoring & Management*, 16. https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2021ENMM...1600509N/doi:10.1016/j.enmm.2021.100509
- Mun, H., Kim, Y., Suh, D., Lee, S., Singh, D., Jung, E., Lee, C., & Sung, J. (2020). Metabolomic response of *Perilla frutescens* leaves, an edible-medicinal herb, to acclimatize magnesium oversupply. *Plos One*, 15(7), e0236813. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236813>
- Mustafa, H., & Hayder, G. (2021). Recent studies on applications of aquatic weed plants in phytoremediation of wastewater: A review article. *Ain Shams Engineering Journal*, 12(1), 355-365. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2020.05.009>
- Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito (UNODC). (2016). *Explotación de oro de aluvión en Colombia: Evidencias a partir de percepción remota* (Informe, 2016). https://www.unodc.org/documents/colombia/2016/junio/Explotacion_de_Oro_de_Aluvion.pdf
- Overbeek, C., van der Geest, H., van Loon, E., Klink, A., van Heeringen, S., Harpenslager, S. F., & Admiraal, W. (2018). Decomposition of aquatic pioneer vegetation in newly constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 114, 154-161. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.046>
- Pak, S., Jeon, M., & Jeon, Y. (2016). Study of sulfuric acid treatment of activated carbon used to enhance mixed VOC removal. *International Biodegradation & Biodegradation*, 113, 194-199. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.019>
- Pat Espadas, A., Loredó, R., Amabilis, L., Gómez, G., & Vidal, G. (2018). Review of Constructed Wetlands for Acid Mine Drainage Treatment. *Water*, 10(11). <https://doi.org/10.3390/w10111685>

- Reddy, G., Raczkowski, C., Cyrus, J., & Szogi, A. (2016). Carbon sequestration in a surface flow constructed wetland after 12 years of swine wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 73(10), 2501–2508. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.112>
- Rwiza, M., Focus, E., Bayuo, J., Kimaro, J., Kleinke, M., Lyasenga, T., Moses, J., & Marwa, J. (2023). Artisanal and small-scale mining in Tanzania and health implications: A policy perspective. *Heliyon*, 9(4). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14616>
- Sánchez Castro, I., Molina, L., Prieto Fernández, M., & Segura, A. (2023). Past, present and future trends in the remediation of heavy-metal contaminated soil - Remediation techniques applied in real soil-contamination events. *Heliyon*, 9(6). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16692>
- Sato, J., Figueiredo, C., Marchão, R., Madari, B., Benedito, L., Busato, J., & Souza, D. (2014). Methods of soil organic carbon determination in Brazilian savannah soils. *Soils and Plant Nutrition*, 71(4), 573–582. <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2013-0306>
- Silva, E., Caixeta, G., Borges, T., Azevedo, L., Guimaraes, I., & Guimaraes, L. (2019). Combining biochar and sewage sludge for immobilization of heavy metals in mining soils. *Ecotoxicol Environ Saf*. 172. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.110>
- Tan, H., Pang, Y., Lim, S., & Chong, W. (2023a). A state-of-the-art of phytoremediation approach for sustainable management of heavy metals recovery. *Environmental Technology & Innovation*, 30. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2023.103043>

- Tan, S., Shah, M., Sufian, S., & Chai, P. (2023b). *Constructed Wetland as an Alternative to Conventional Industrial Wastewater Treatment to Promote Carbon Sequestration for Sustainable Future*. *International Petroleum Technology Conference*. https://www.researchgate.net/publication/368867364_Constructed_Wetland_as_an_Alternative_to_Conventional_Industrial_Wastewater_Treatment_to_Promote_Carbon_Sequestration_for_Sustainable_Future
- Timalsina, H., Gyawali, T., Ghimire, S., & Paudel, S. (2022). Potential application of enhanced phytoremediation for heavy metals treatment in Nepal. *Chemosphere*, 306. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135581>
- Universidad de Córdoba. (2024). Implementación de una estrategia sostenible en la recuperación de ecosistemas degradados y contaminados con mercurio generado por la minería aurífera en los departamentos de Córdoba, Sucre, Chocó. Proyecto BPIN 2020000100055. https://toxicologiaambiental.com/proyecto_fitorremediacion/
- U.S. Environmental Protection Agency. (2007). *Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils*. U.S. Environmental Protection <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/7473.pdf>
- U. S. Environmental Protection Agency. (2015). SW-846 Test Method 7473: *Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry*. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/7473.pdf>
- Villa, J., & Bernal, B. (2017). Carbon sequestration in wetlands, from science to practice: An overview of the biogeochemical process, measurement

methods, and policy framework. *Ecological Engineering*, 114, 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.037>

Wang, H., Chen, S., Liu, H., Li, J., Zaman, Q., Sultan, K., Rehman, M., Mouna, J., Siddiqui, S., Deng, G., & Chen, A. (2023). Maize straw biochar can alleviate heavy metals stress in potato by improving soil Health. *South African Journal of Botany*, 162(1), 391-401. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sajb.2023.09.024>

Were, D., Kansiiime, F., Fetahi, T., Cooper, A., & Jjuuko, C. (2019). Carbon sequestration by wetlands: A critical review of enhancement measures for climate change mitigation. *Earth Systems and Environment*, 3(1), 1–20. <https://doi.org/10.1007/s41748-019-00094-0>

Yang, Y., & Shen, Q. (2020). Phytoremediation of cadmium-contaminated wetland soil with *Typha latifolia* L. and the underlying mechanisms involved in the heavy-metal uptake and removal. *Environ Sci Pollut Res Int.* 27(5), 4905-4916. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07256-7>

Yu, H., Kim, S., & Kim, J.(2022). Carbon sequestration potential in montane wetlands of Korea. *Global Ecology and Conservation*, 37, e02166. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02166>



EDITORIAL
NAVEGANTE

El libro *Alternativas basadas en la naturaleza para la recuperación de ecosistemas degradados por minería aurífera bajo un enfoque de economía circular* ofrece una visión integral y práctica para abordar los desafíos ambientales generados por la minería de oro en Colombia. A través de enfoques innovadores como la fitorremediación, el uso de humedales artificiales y la valorización de biomasa contaminada, los autores proponen soluciones sostenibles que integran principios de la economía circular. Este texto es una herramienta esencial para profesionales y académicos comprometidos con la restauración ecológica y la mitigación de los impactos de la minería en los ecosistemas y las comunidades.



"VIGILADA MINEDUCACIÓN"



EDITORIAL
NAVEGANTE