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. M[1]., Viña-Pico. M. A[1]., Enamorado-Montes. G.H[1]., Burgos- Núñez. S[1]., Urango- Cárdenas. I.D[1], Paternina-Uribe. R[2]., Marrugo-Negrete. J.L[1]

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 toxicas 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 incorporase 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 tecnificada 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 aluvión, con 5.136 ha explotadas, dicha actividad se realiza de manera artesanal con baja tecnología y sin ningún tipo de control (UNODC, 2022), trayendo consigo consecuencias ambientales graves como la contaminación de las diferentes matrices ambientales debido al uso de sustancias químicas peligrosas, de fácil 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 población 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 contaminación en Colombia, convirtiendo al suelo como un sumidero final de mercurio, y reflejando la necesidad de su remediación 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
Trifolium repens	Hg	Liu y Wang, 2014
P. vulgaris		Restrepo et al., 2015
Jatropha curcas		Marrugo Negrete et al., 2016a
Piper marginathum		Marrugo Negrete et al., 2016b
Stecherus bifidus		
C. annuum		
Clidemia sp		
Cyrtomium macrophyllum		Xun et al., 2017
B. ampestris		Qian et al., 2018
E. ciliaris		
I. sonchifolia		
Oxalis corniculata		Liu et al., 2018
M. sinensis		Zhao et al., 2019
C. eragrostis		
P. coloratum		Mbanga et al., 2019
P. lapathifolia		
Cannabis sativa L	Hg, As, Cd, Ni	Rheay et al., 2021
Medicago sativa L.	As, Hg	Baragaño et al., 2022
Salix caroliniana	Hg	Greenplate et al., 2023
Arundo donax L.	Cd, Hg	Li et al., 2023
Cardamine violifolia	Hg	Cui et al., 2023
Robinia pseudoacacia L.		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).

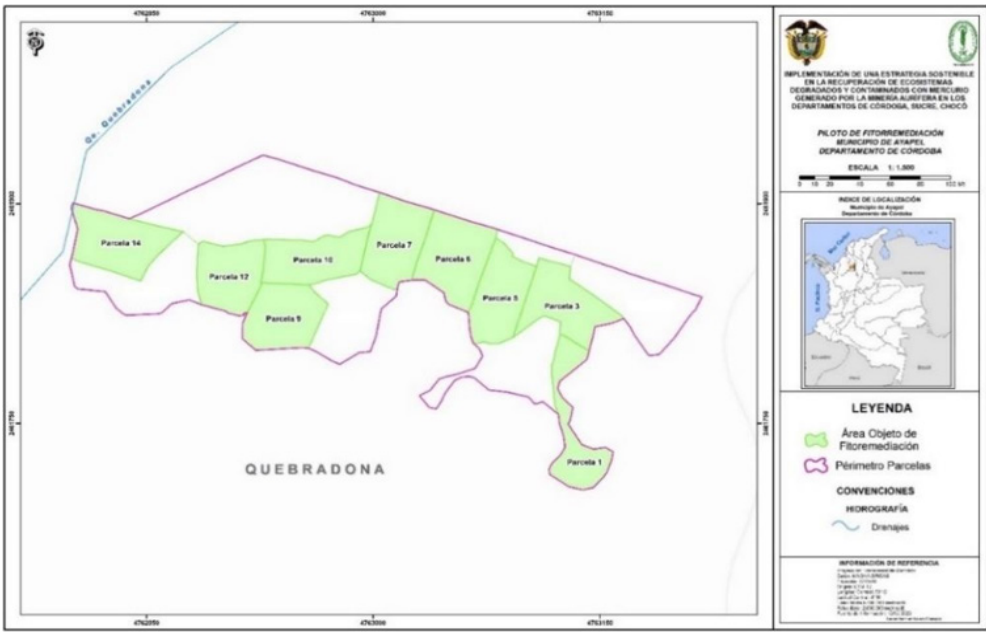
2.4.2. Implementación del proceso de fitorremediación

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 marginathum* (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



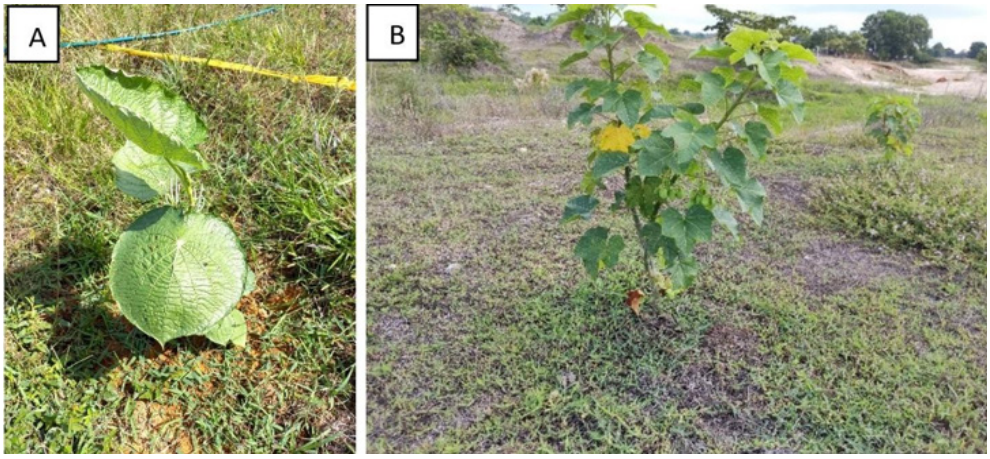
Nota: Tomado de Universidad de Córdoba (2024).

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 cuadricula, 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 marginathum 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 marginathum* 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 m^2 (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 colecto 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 (μg/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

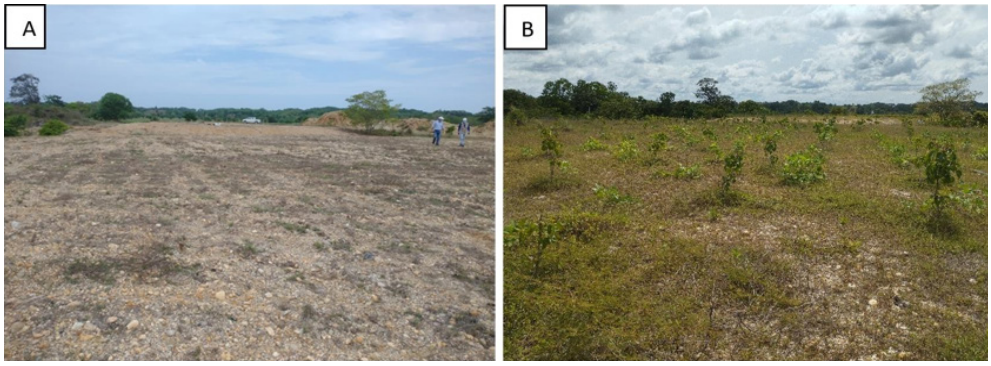
2.5.1. Implementación del proceso de fitorremediación

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. marginathum* y *J. curcas,* respectivamente, lo cual indicó semillas de óptima calidad para producir plantas sanas y vigorosas (Martiñón y Aragón, 2014).

- Etapa 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, rellenado 3⁄4 partes de las bolsas plásticas utilizadas para esta operación, la cuales fueron de 18 × 21 cm, ideales para un tiempo de permanecía 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. marginathum, para ello se realizó el trazado y ahoyado, utilizando un diseño en cuadricula 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. marginathum* fue cosechada en su totalidad y posteriormente se estableció la plantación de *J. curcas* siguiendo los mismos pasos descritos para *P. marginathum* 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. marginathum* 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, removió 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 (Toral 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

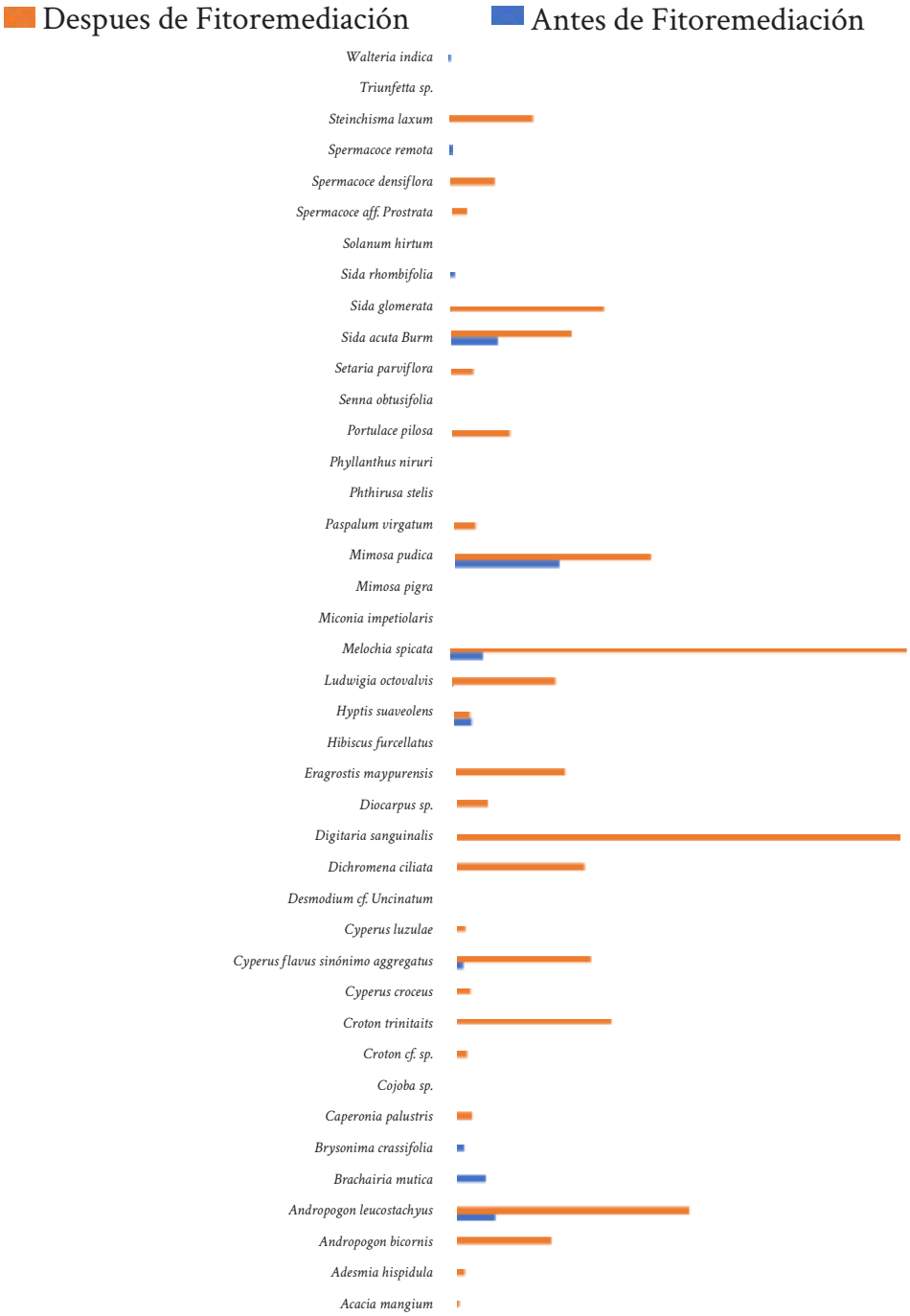
Para el inventario inicial, se encontró que el registro de especies vegetales en el área de estudio estaba compuesto por un total de 846 individuos, pertenecientes a 12 familias, 19 géneros y 21 especies. Mientras que para el inventario realizado luego de implementado el proceso de fitorremediación estuvieron 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 diazótrofas (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 *leguminoceae*, *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).

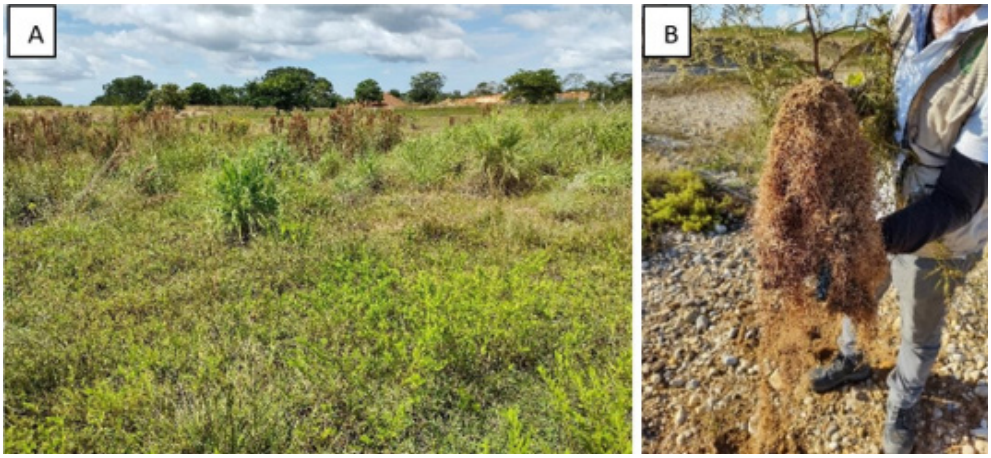
Este fenómeno permitió controlar problemas de erosión y compactación, esto es atribuido principalmente a la penetración de las raíces de las plantas, las cuales tienen un efecto mecánico sobre el suelo aumentando su resistencia a ser erosionado; al penetrarlo lo refuerzan y aumentan así su resistencia 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 Nogre, 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 espontanea 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 hojarascas (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 CO_2 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 µg kg^{-1} (Tabla 3), ese valor sobrepasa ampliamente el valor background (58 µg 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 (µg/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 μg/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 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 fitotecnologia 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 a 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. Re.s 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

Esdaile, 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., & Cicatelli. (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. *Ecotoxicoly 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 Cyrtomium 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