



UNIVERSIDAD PERUANA
CAYETANO HEREDIA

Facultad de
Ciencias e Ingeniería

Propuestas de tratamientos de fitoestabilización para reducir la formación de drenaje
ácido de mina en el pasivo ambiental minero Mesapata, Recuay-Áncash

TESIS PARA OPTAR POR EL TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO AMBIENTAL

AUTOR(ES)

FERNANDO ALIPIO JARA GARCIA

FARID FRANCO TENORIO GOMEZ

ASESOR(ES)

BRAM LEO WILLEMS

LIMA - PERÚ

2026

Jurado calificador

Presidente: Mg. Victor Alberto Huanambal Sovero

Vocal: Mg. Marcos Miguel Retamozo Ramos

Secretario: Mg. Andrea Patricia Romero Gonzales



DECLARACIÓN DE ORIGINALIDAD

Los egresados:

N°	APELLIDOS Y NOMBRES
1.	JARA GARCIA FERNANDO ALIPIO
2.	TENORIO GOMEZ FARID FRANCO

Pertencientes al programa de la **CARRERA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**, autores del trabajo titulado: **Propuestas de tratamientos de fitoestabilización para reducir la formación de drenaje ácido de mina en el pasivo ambiental minero Mesapata, Recuay-Áncash**, el cual ha sido elaborado, sustentado y aprobado, según corresponda, para optar por el **TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO AMBIENTAL** bajo la modalidad de **TESIS**.

En calidad de docentes asesores de la Universidad Peruana Cayetano Heredia:

N°	APELLIDOS Y NOMBRES DEL DOCENTE	FACULTAD	NIVEL DE ASESORÍA
1.	WILLEMS BRAM LEO	FACI	ASESOR

Declaramos que el contenido del presente documento es original y que las citas y referencias a otros autores cumplen con las normas académicas establecidas. En ese sentido, hacemos constar que:

- El documento presenta un porcentaje de similitud de **17%**, según el reporte emitido por el software **Turnitin®** (identificador de entrega: **3499620661**; fecha de entrega: **06/03/2026**).
- Tras una revisión detallada del reporte y del contenido del trabajo en cuestión, no se han identificado indicios de plagio.
- Se certifica que el documento respeta los principios de integridad académica y cumple con los requisitos institucionales de originalidad.

Lugar y fecha: **Lima, 06 de marzo de 2026**

Firma del asesor

N° DNI: 48373712

ORCID: 0000-0002-0666-4655

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
I. INTRODUCCIÓN	3
1.1. Estado del Arte	3
1.1.1. La Actividad Minera y su Relación con la Generación de Pasivos Ambientales Mineros	3
1.1.2. Pasivos Ambientales y sus Repercusiones en la Región Áncash	4
1.1.3. Evolución de Especies Vegetales Presentes en Suelos Contaminados con Metales Pesados	5
1.1.4. Técnicas de Fitorremediación para Suelos Contaminados con Metales Pesados	6
1.1.5. Necesidad de Enmiendas en Procesos de Fitoestabilización en Suelos Contaminados por Relaves Mineros.	9
1.1.6. Justificación	12
II. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	13
III. OBJETIVOS	13
3.1. Objetivo General	13
3.2. Objetivos Específicos	13
IV. METODOLOGÍA	13
4.1. Tipo de estudio	13
4.2. Área de estudio	14
4.3. Actividades	15
4.3.1. Selección de especies de plantas nativas	17
4.3.2. Actividades para la selección de enmiendas	22
4.3.3. Flujograma de la revisión sistemática	24
4.3.4. Actividades para la evaluación de combinaciones de especies de plantas y enmiendas	26
4.3.5. Operacionalización de variables	27
4.3.6. Análisis de la información	29
4.3.6.1. Selección de Especies de Plantas	29
4.3.6.2. Selección de Enmiendas	36
4.3.6.3. Evaluación de las alternativas de acuerdo con las combinaciones más eficaces de especies vegetales y enmiendas.	40
V. RESULTADOS	40
5.1. Especies de plantas con alto potencial de fitoestabilización para el pasivo ambiental minero de Mesapata	40

5.2. Enmiendas orgánicas y minerales con alto potencial de fitoestabilización para el pasivo ambiental minero de Mesapata	44
5.3. Evaluación de las combinaciones de especies vegetales nativas y enmiendas	47
VI. DISCUSIÓN	50
VII. CONCLUSIONES	58
VIII. RECOMENDACIONES	59
IX. REFERENCIAS	61
ANEXOS	71

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Cadena de búsqueda para las características de la fitoestabilización e identificación de especies de plantas.	16
Tabla 2. Escala de importancia de los factores en la comparación por pares	18
Tabla 3. Cadena de búsqueda para la identificación de enmiendas con potencial de fitoestabilización.	22
Tabla 4. Tabla de Operacionalización de Variables para la Selección de Especies Vegetales y Enmiendas en la Fitoestabilización del Relave Minero.	27
Tabla 5. Promedio aritmético de los valores asignados por expertos en la comparación por pares.	30
Tabla 6. Criterios de evaluación y escala de valoración para la selección de especies vegetales.	33
Tabla 7. Promedio aritmético de los valores asignados por expertos en la comparación por pares	36
Tabla 8. Criterios de evaluación y escala de valoración para la selección de enmiendas.	37
Tabla 9. Resultados del análisis multicriterio para la selección de especies vegetales con potencial fitoestabilizador. Se presentan a continuación los valores normalizados de cada una de las 26 especies, obtenidos a partir de información recopilada en fuentes bibliográficas diversas, incluyendo publicaciones técnicas, informes institucionales y páginas web especializadas. La puntuación final de cada especie corresponde a la suma del producto entre cada valor normalizado y su peso respectivo.	42
Tabla 10. Resultados del análisis multicriterio para la selección de enmiendas potencial fitoestabilizador. A continuación, se presentan los valores normalizados de cada una de las 9 enmiendas (orgánicas y minerales), obtenidos a partir de información recopilada en fuentes bibliográficas especializadas. La puntuación final de cada especie corresponde a la suma del producto entre cada valor normalizado y su peso respectivo.	46
Tabla 11. Matriz de combinaciones entre especies vegetales y enmiendas seleccionadas para la fitoestabilización del relave de Mesapata. El código de colores representa el nivel de respaldo científico disponible: verde para combinaciones con validación experimental directa, amarillo para combinaciones con validación indirecta a través de evidencia documentada en especies del mismo género, y blanco para aquellas combinaciones sin registros previos en la literatura científica consultada que sustenten su eficacia conjunta.	49

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mecanismos de fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados (Ahmed et al.,2025).	8
Figura 2. Tipo de cobertura utilizada en proyectos de remediación de suelos contaminados con metales pesados (Wood Ingeniería y Consultoría Perú SA, 2021).	9
Figura 3. Mapa de ubicación del Pasivo Ambiental Minero de Mesapata.	15
Figura 4. Diagrama de la revisión de literatura científica.....	25
Figura 5. Análisis de distribución y selección de especies mediante diagrama de caja (boxplot).....	44
Figura 6. Análisis de distribución y selección de las enmiendas mediante diagrama de caja (boxplot).....	47

RESUMEN

La presente investigación aborda la reducción de la dispersión de contaminantes producto de la erosión eólica e hídrica del pasivo ambiental minero de Mesapata, caracterizado por elevadas concentraciones de metales pesados (Fe, Al, Pb y As). El objetivo fue proponer alternativas eficientes de fitoestabilización asistida mediante especies metalófitas y enmiendas orgánicas o minerales como cobertura para reducir la formación de drenaje ácido de mina. Mediante la revisión de estudios de identificación de especies metalófitas en suelos degradados por residuos mineros de la cuenca del río Santa, se registraron 26 especies de ocho familias botánicas, donde Poaceae representó el 42% con *Festuca dolichophylla*, *Calamagrostis tarmensis*, *Stipa ichu*, *Dactylis glomerata*, *Paspalum bonplandianum* y *Pennisetum clandestinum*, todas con factor de translocación y bioconcentración < 1 . La selección consideró tolerancia a metales, resiliencia a sequía, alta biomasa y persistencia, evaluados mediante el Proceso de Análisis Jerárquico con matriz de Saaty y normalización lineal. Para enmiendas, se evaluaron nueve alternativas bajo criterios de carbono orgánico, pH, capacidad de intercambio catiónico y eficiencia en inmovilización metálica, seleccionando cinco: compost de estiércol de vaca, biosólidos de PTAR, biocarbón, compost de residuos sólidos municipales y turba. Las combinaciones especie–enmienda alcanzaron coberturas vegetales de hasta 68% con *P. clandestinum* y *D. glomerata* en suelos con compost de estiércol. La turba, aunque mejoró parámetros edáficos, incrementó la translocación metálica ($FT > 1$), favoreciendo fitoextracción sobre inmovilización.

Palabras clave: “pasivo ambiental minero”, “fitoestabilización”, “especies metalófitas”, “enmienda”.

ABSTRACT

This research addresses the reduction of contaminant dispersion resulting from wind and water erosion of the Mesapata mining environmental liability, characterized by high concentrations of heavy metals (Fe, Al, Pb, and As). The objective was to propose efficient assisted phytostabilization alternatives using metallophyte species and organic or mineral amendments as cover to reduce acid mine drainage formation. Through the review of identification studies of metallophyte species in soils degraded by mining waste from the Santa River basin, 26 species from eight botanical families were recorded, where Poaceae represented 42% with *Festuca dolichophylla*, *Calamagrostis tarmensis*, *Stipa ichu*, *Dactylis glomerata*, *Paspalum bonplandianum*, and *Pennisetum clandestinum*, all with translocation and bioconcentration factors < 1 . The selection considered metal tolerance, drought resilience, high biomass, and persistence, evaluated through the Analytic Hierarchy Process with Saaty matrix and linear normalization. For amendments, nine alternatives were evaluated under criteria of organic carbon, pH, cation exchange capacity, and metal immobilization efficiency, selecting five: cow manure compost, WWTP biosolids, biochar, municipal solid waste compost, and peat. Species-amendment combinations achieved vegetation coverage of up to 68% with *P. clandestinum* and *D. glomerata* in soils with manure compost. Peat, although it improved edaphic parameters, increased metal translocation ($TF > 1$), favoring phytoextraction over immobilization.

Keywords: “mining environmental liability”, “phytostabilization”, “metallophyte species”, “amendment”.

I. INTRODUCCIÓN

1.1. Estado del Arte

1.1.1. La Actividad Minera y su Relación con la Generación de Pasivos Ambientales Mineros

La minería ha sido una parte integral de la historia del país desde sus inicios más remotos. Esto se refleja en los tiempos preincaicos, desde aproximadamente el 7000 a.C., cuando la promoción de las actividades metalúrgicas representó una transformación importante en las prácticas sociales, permitiendo el desarrollo de nuevos productos manufacturados y tipos de trabajo. La práctica metalúrgica más antigua documentada corresponde a la cultura pan andina Chavín, pionera en trabajar con metales, especialmente en la combinación con plata y cobre (OSINERGMIN, 2023). Durante las últimas décadas, la minería ha representado una de las actividades extractivas más importantes y de mayor impacto en la economía peruana (Ministerio de Energía y Minas, 2024), de modo que en 2023 la minería representó el 9.1% del PBI nacional y el 65.1% del valor total de las exportaciones peruanas. A nivel latinoamericano, el Perú es el principal productor de zinc, plomo y estaño, mientras que a nivel mundial mantiene el segundo lugar como productor de cobre y zinc (Ramírez et al., 2024). Sin embargo, la inadecuada gestión de los residuos de las actividades mineras y la ausencia de normativas sobre el cierre de minas, han venido asociadas a cuantiosos sitios abandonados en distintos lugares dentro del territorio nacional, donde la falta de medidas de remediación de manera oportuna promovió la manifestación de pasivos ambientales mineros (Chappuis, 2019). En el Perú, un pasivo ambiental minero abarca a cualquier instalación, efluente, emisión, restos o depósito de residuos generados por actividades mineras, que actualmente se encuentran abandonadas o fuera de operación, representando un riesgo continuo y potencial para la salud de las personas, el ecosistema circundante y el patrimonio (Ley N°28271, 2004). En lo que va del año 2024, se contabilizan un total de 6001 sitios considerados pasivos ambientales mineros a nivel nacional, donde las regiones con mayor presencia de estos sitios son Ancash, que ocupa el primer lugar con 1109 pasivos ambientales mineros, seguida por Cajamarca (892), Puno (732), Huancavelica (693), Lima (547), Junín (421) y Pasco (373) (R.M N.°351-2024-MINEM/DM, 2024). Aunque este número ha ido disminuyendo, tuvo un pico máximo antes de 1993 debido a la inexistencia de un marco ambiental jurídico; no obstante, desde la promulgación del primer Reglamento de Protección Ambiental para las Actividades Minero Metalúrgicas, mediante D.S N°016-93-EM, se ha ejercido un mayor control, a través de la implementación de medidas que deberán adoptar los titulares de la actividades para evitar efectos adversos al medio ambiente

por efectos de los residuos sólidos, líquidos y gaseoso que pueden aflorar en corto, mediano y largo plazo (Oblasser & Chaparro A., 2008). Asimismo, los pasivos ambientales mineros se pueden dividir en categorías como bocaminas y chimeneas, mientras que los desechos comprenden relaves y desmontes; igualmente, la infraestructura se concibe a instalaciones como campamentos, oficinas y talleres (R.M N.º290-2006-MEM/DM, 2007).

1.1.2. Pasivos Ambientales y sus Repercusiones en la Región Áncash

Dentro de la región de Ancash, la provincia de Recuay se distingue por albergar la mayor cantidad de pasivos ambientales (R.M N.º351-2024-MINEM/DM, 2024). En particular, el relave de Mesapata destaca, ya que de acuerdo con un estudio petrominerográfico indica que está compuesto principalmente, de pirita, galena, cuarzo y arcillas (Erano Ingenieros Consultores, 2007). Además, está constituida por elementos traza potencialmente tóxicos, de las cuales, se destaca el hierro (Fe), arsénico (As), plomo (Pb) y el aluminio (Al) (Valentino, 2024). Estos materiales son generados por los procesos de concentración de minerales, que son transportados o depositados en forma de lodo. Por consiguiente, estos residuos son susceptibles a procesos de erosión eólica e hídrica, lo que promueve la liberación de elementos potencialmente tóxicos a través del drenaje ácido de mina (Castaldi et al., 2005). Este drenaje ácido se genera a partir de la oxidación química de los sulfuros como la pirita (FeS_2) donde los elementos clave que intervienen en su formación son los sulfuros reactivos, el oxígeno, el agua, ya sea en estado de vapor o líquida. Además, las bacterias, particularmente *Thiobacillus ferrooxidans*, actúan como catalizadores (Aduvire, 2006). Como resultado, promueven la formación de sulfatos (SO_4^{2-}), protones (H^+) e iones férrico (Fe^{3+}) (Nordstrom et al., 2015). En consecuencia, las propiedades de alta acidez, la presencia de metales tóxicos en solución y compuestos de sulfato en los residuos con alto contenido de sulfuros, al interactuar con el agua de lluvia y el oxígeno del aire, crean las condiciones ideales para la formación de drenaje ácido de mina (Zamora & Meza, 2022).

Los suelos que se encuentran cerca o debajo de los relaves mineros contienen niveles elevados de metales pesados o metaloides (Glenna et al., 2023), estos pueden incorporarse a la flora, fauna o a los seres humanos a través de la cadena trófica (Midhat et al., 2019). Por ejemplo, en el bofedal de Yanayacu, ubicado cerca al pasivo ambiental minero de Mesapata; los metales pesados presentes en el suelo y las plantas utilizadas como forraje pueden transferirse al ganado vacuno, y posteriormente a la leche. Los resultados experimentales han demostrado que la leche se encuentra contaminada con aluminio, arsénico, manganeso y plomo, los cuales representan

un riesgo significativo para la salud pública, al ser consumidas por los humanos, cerrando así el ciclo de contaminación en la cadena alimenticia (Herreros, 2023). En los humanos, los metales pesados pueden generar efectos de toxicidad; por ejemplo, el Fe, es un oligoelemento esencial para el funcionamiento normal de las células y el organismo, sin embargo, su acumulación excesiva está relacionada con enfermedades neurodegenerativas crónicas y traumatismos agudos (Zhang et al., 2020). El Al ha sido relacionado con diversas enfermedades relacionadas con el cerebro, investigaciones anteriores han asociado el consumo de aluminio con afecciones como la enfermedad de Alzheimer, encefalopatía grave en pacientes con diálisis renal y ablandamiento óseo que puede derivar en osteomalacia (García et al., 2025). El As, ante una exposición crónica a niveles bajos puede provocar lesiones en la piel, como la hiperqueratosis; además, se ha observado su asociación con distintos tipos de cáncer, como de la piel, pulmón y riñón. Por otro lado, la exposición a niveles elevados puede desencadenar síntomas neurológicos, como la neuropatía periférica, así como retrasos en el desarrollo de los niños (Kaur et al., 2024). La exposición a Pb, provoca trastornos neurológicos como Alzheimer, Parkinson y TDAH; a su vez, reduce la fertilidad en los hombres y puede causar partos prematuros en mujeres (Shreya Kotnala et al., 2025; Fulke et al., 2024).

1.1.3. Evolución de Especies Vegetales Presentes en Suelos Contaminados con Metales Pesados

De igual manera, los metales pesados actúan como elementos de estrés en las plantas, reduciendo su crecimiento e inhibiendo su desarrollo germinativo (Kajal & Thakur, 2024). Además, efectos como la destrucción de la integridad y selectividad de la membrana citoplasmática conllevan a una pérdida inusual de los exudados radiculares, efectos fitotóxicos en la fotosíntesis y la disminución de la biomasa (Huang et al., 2024). Si estos efectos nocivos provocados por los metales pesados resultan en la muerte, se considera que las plantas tienen sensibilidad al entorno. Sin embargo, por medio de la microevolución, aquellas especies de plantas establecidas en suelos con elevadas concentraciones de metales pesados han desarrollado una gama de cualidades adaptativas fascinantes que se ha evidenciado como variaciones conductuales y fisiológicas, atributos que les permiten evitar o tolerar los efectos tóxicos de los metales (Wójcik et al., 2017).

En cuanto a las plantas tolerantes a metales pesados, estos reciben la denominación de metalófitas, ya que son capaces de funcionar con normalidad, incluso si presentan niveles elevados de metales en su interior. Esta cualidad de tolerancia se ha desarrollado por procesos

de evolución que permiten a las plantas interactuar con determinados metales específicos, generalmente aquellos que se encuentran en exceso en el suelo; por ende, cada metal está regulado por genes específicos (Mehes-Smith et al., 2012). Según estudios previos, se pueden clasificar a estas especies de acuerdo con las diferentes cualidades de absorción de metales, ya que algunas especies no pueden restringir su absorción, pero si acumularlos en grados variables en sus tejidos (Bakshe & Jugade, 2023). Las especies hiperacumuladoras se distinguen por su capacidad de translocar y concentrar metales en su biomasa aérea a niveles que superan significativamente a los del suelo, alcanzando concentraciones hasta 100 veces mayores que las especies no acumuladoras. Por el contrario, las plantas indicadoras absorben y acumulan metales en sus brotes de manera proporcional a la biodisponibilidad en el sustrato; sin embargo, al carecer de mecanismos de detoxificación, su exposición prolongada a niveles críticos de toxicidad suele comprometer su viabilidad y conducir a la muerte celular (Ñáñez, 2016).

1.1.4. Técnicas de Fitorremediación para Suelos Contaminados con Metales Pesados

Las características fisiológicas son de gran relevancia e interés para los procesos de fitorremediación, ya que permite eliminar, acumular e inactivar la toxicidad de los metales pesados (Marrugo-Negrete et al., 2016). Dentro de la fitorremediación existen diferentes técnicas, entre las cuales destacan la fitoextracción, la fitovolatilización y la fitoestabilización (Yu et al., 2024). La primera técnica, involucra la absorción de metales pesados a través de las raíces, que luego son traslocados a los brotes para su posterior acumulación en la vacuola, pared celular, membrana celular y otros organelos inactivos de las células vegetales de las plantas, donde los mecanismos de acumulación de metales tóxicos, abarca tanto la absorción de cationes metálicos y la formación de complejos metal fitoquelatina o metal ligando dentro de la célula, para su posterior eliminación a través de la biomasa (Kafle et al., 2022). Para ello, se emplean plantas que tienen la capacidad de acumular grandes cantidades de metales en sus partes aéreas, denominadas como plantas hiperacumuladoras (Ernst, 2005). Mediante la fitovolatilización, los metales pesados se convierten en formas volátiles, que se acumulan en las hojas de las plantas. A través de la transpiración, estos compuestos son liberados al ambiente, disminuyendo su presencia en el suelo (Praveen & Nagalakshmi, 2022). Finalmente, la fitoestabilización consiste en la inmovilización o inactivación de contaminantes dentro de los tejidos radiculares a través de los exudados fitoquímicos que restringen la movilidad y biodisponibilidad de los contaminantes, lo que conduce a una disminución de efectos tóxicos,

ya que estos quedan retenidos en la superficie de la raíz gracias a las proteínas transportadoras o confinados en la vacuola de la raíz a través de procesos intercelulares (Bakshe & Jugade, 2023).

Comprender los mecanismos que sustentan cada técnica de fitorremediación resulta esencial; sin embargo, también es fundamental disponer de indicadores cuantitativos que permitan evaluar objetivamente la respuesta de las especies vegetales ante la presencia de metales pesados en el entorno. Entre los más utilizados se encuentran el factor de bioconcentración (BCF) y el factor de translocación (TF), los cuales permiten caracterizar si una especie actúa como hiperacumuladora, excluyente o tolerante. El BCF se define como la relación entre la concentración de un metal en los tejidos de la planta (raíces o partes aéreas) y su concentración en el suelo (Medina Marcos & Montano Chávez, 2014). Este indicador permite estimar la eficiencia con la que una planta absorbe metales. Valores de BCF mayores a 10 indican que una planta es hiperacumuladora, no obstante valores de BCF entre 1 y 10 establecen que la planta es acumuladora, mientras que valores menores a 1 sugieren una capacidad limitada de absorción o un mecanismo de exclusión (Riffo Estay, 2016; Baker, 1981). El BCF para la raíz de la planta ($BCF_{raíz}$), se determina como el cociente entre la concentración del metal acumulado en las raíces de la planta y su concentración en el sustrato o suelo contaminado; si $BCF_{raíz} > 1$, la planta es potencial hiperacumuladora de caso contrario es una planta excluyente; mientras que el $BCF_{aérea}$ se define como el cociente entre la concentración del metal acumulado en las hojas y tallo de la planta, y su concentración en el sustrato o suelo contaminado. Asimismo, el TF se determina al dividir la concentración de metales en la biomasa aérea por la concentración de metales en la biomasa radicular de la planta, de acuerdo a Sun et al. (2016). Si el $TF > 1$, se dice que planta posee un potencial para hiperacumular metales en la parte aérea, caso contrario la planta presenta un potencial para fitoestabilizar metales en sus raíces (Baker & Brooks, 1989).

En este sentido, la fitoestabilización contribuye significativamente a reducir la propagación de metales pesados hacia las áreas aledañas; además, la cobertura vegetal reduce la dispersión de los metales en el aire al disminuir la velocidad del viento sobre la superficie de los relaves, mientras que las raíces ofrecen soporte estructural, evitando la erosión eólica e hídrica, a la vez que limitan la lixiviación hacia las aguas subterráneas, evitando así la biodisponibilidad a la cadena trófica (Mariam et al., 2021).

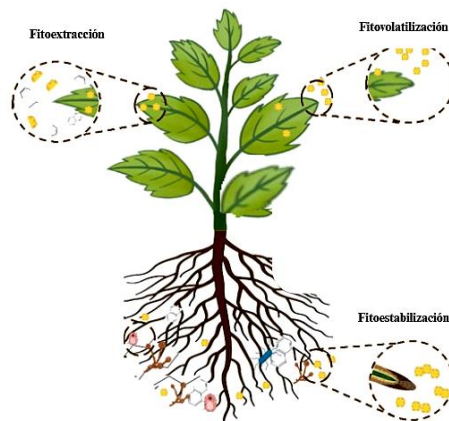


Figura 1. Mecanismos de fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados (Ahmed et al.,2025).

En estos casos, para la correcta selección de tecnologías de remediación, Fundación Chile (2019) subraya la necesidad de llevar a cabo una intervención humana informada, así como una caracterización detallada del sitio contaminado para garantizar el éxito de los programas de remediación. En el contexto peruano, un sitio contaminado se define como aquel suelo cuyas propiedades químicas han sido perjudicadas por la introducción de sustancias contaminantes provenientes de actividades antrópicas; estas sustancias se presentan en concentraciones que, considerando el uso actual o futuro del terreno y su entorno, significan un riesgo para la salud pública o el ecosistema (Minam, 2015). Asimismo, las primeras regulaciones normativas de los pasivos ambientales mineros establecen que la remediación debe ser asumida por toda persona o entidad que haya generado pasivos ambientales mineros (Bailetti G, 2009). Sin embargo, la identificación del responsable presenta inconvenientes, ya que algunos pasivos ambientales se han originado hace más de un siglo, ante este caso el estado asume los costos de remediación mediante entidades especializadas. En ese sentido, la empresa pública Activos Mineros S.A.C., surge como un mecanismo de acción estatal, a través del cual se llevan a cabo intervenciones en espacios degradados por pasivos mineros abandonados o en aquellos donde no se han identificado a los responsables. Entre sus intervenciones destaca la recuperación de los servicios ecosistémicos en áreas afectadas por pasivos ambientales mineros; tal es el caso de la microcuenca de la quebrada de Pelagatos, contaminada por los residuos de la antigua mina Pushaquilca en el distrito de Pampas, departamento de Ancash, ascienden a s/. 45,688,139.31, distribuidos para la recuperación de 33 sitios inventariados en la guía de los pasivos ambientales (Contraloría General de la República, 2024). Las tecnologías empleadas incluyen la instalación de una cobertura; figura 2, que cumple la función de encapsular los residuos contaminantes, compuesta por geotextil de

fibras de polipropileno, geomembrana impermeable de polietileno de alta densidad y geomalla geosintética; esta barrera se cubre con una capa de espesor de 20 cm de tierra de cultivo (topsoil), diseñada para brindar soporte a las especies herbáceas aledañas al lugar (Wood Ingeniería y Consultoría S.A, 2021).

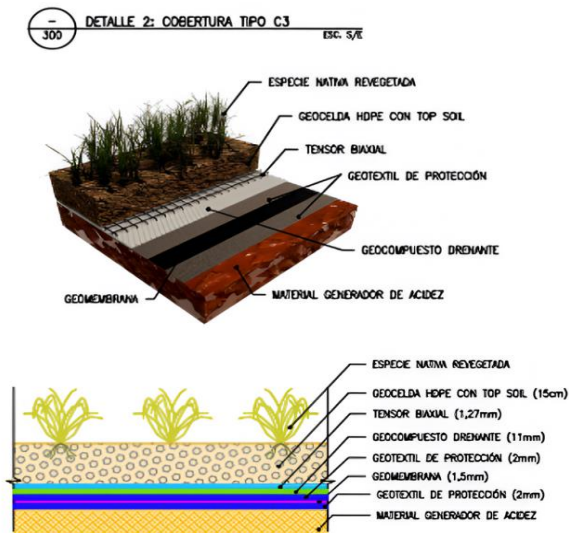


Figura 2. Tipo de cobertura utilizada en proyectos de remediación de suelos contaminados con metales pesados (Wood Ingeniería y Consultoría Perú SA, 2021).

Sin embargo, estas estrategias de cobertura resultan costosas. Por esta razón, una de las alternativas eficientes para abordar esta problemática es el uso de la fitoestabilización, que consiste en la utilización de la cobertura vegetal establecida directamente sobre los suelos contaminados con metales pesados, la cual inmoviliza los metales en la rizosfera y disminuye los procesos de erosión eólica e hídrica en el suelo (Gil-Loaiza et al., 2016), aunque este método tiene sus ventajas el establecimiento directo no es viable para muchos sitios contaminados con relaves debido a las condiciones ácidas y alto contenido de metales, que dificultan la germinación y desarrollo de las plantas, además, las condiciones climáticas del lugar definen la necesidad del uso de especies vegetales tolerantes a la sequía (Montreemuk et al., 2024).

1.1.5. Necesidad de Enmiendas en Procesos de Fitoestabilización en Suelos Contaminados por Relaves Mineros.

Por otro lado, surge otro inconveniente en el proceso de fitoestabilización, ya que generalmente las condiciones extremas de los suelos contaminados, dificultan la supervivencia de las plantas, y los intentos de trasplante o siembra directa rara vez tienen éxito (Brown et al., 2005). Por

ello, es necesario complementar con la adición de enmiendas orgánicas o minerales como compost, biosólidos, cal y/o fertilizantes para mejorar la calidad del suelo y promover el crecimiento de las plantas en terrenos contaminados (Khan et al., 2021).

Esto se debe a que los relaves mineros presentan niveles críticos de deficiencia de materia orgánica; al respecto, Li y Huang (2015) señalan que la concentración promedio de carbono orgánico en estos sustratos es inferior a la quinta parte de la encontrada en suelos naturales o no alterados. Esta carencia es relevante, ya que la materia orgánica cumple un papel fundamental en la conservación de la estructura del suelo y su estabilidad agregada (Oades, 1984). Los bajos contenidos de carbono orgánico en los relaves limitan significativamente la formación de suelo y el establecimiento de comunidades biológicas. Por ello, para aproximar estos suelos degradados a suelos funcionales, las enmiendas orgánicas se presentan como una alternativa eficiente, ya que pueden acelerar el fortalecimiento de la estructura edáfica y promover la actividad biológica en los relaves (Schwab et al., 2007). Entre las enmiendas orgánicas ampliamente utilizadas existen diversas formas que contienen carbono orgánico, entre los cuales destacan los residuos vegetales derivados de la agricultura como el compost, el biocarbón, el estiércol de origen animal, los biosólidos urbanos, en el cual se incluye a la turba, los desechos orgánicos industriales y los subproductos de la madera, tales como astillas o aserrín. Cabe señalar que los efectos agudos de estos materiales dependen de la naturaleza química propia de la materia orgánica aplicada y de las características fisicoquímicas de los relaves tratados (Li & Huang, 2015).

Investigaciones anteriores han demostrado que los biosólidos urbanos y el estiércol animal se encuentran entre las enmiendas más empleadas en la rehabilitación de relaves (Ye et al., 2000). Debido a su rango de pH neutro a alcalino, entre 5,9 a 8,6, y su elevado contenido de carbono, con un promedio del 37%, donde se ha evidenciado que estos materiales pueden incrementar los niveles de pH y el carbono orgánico en los relaves, promoviendo el crecimiento de las plantas para la revegetación y potenciando la actividad microbiana en los sustratos (Pond et al., 2005). Asimismo, la aplicación de enmiendas inorgánicas, como fertilizantes a base de fosfato de calcio-magnesio pueden estimular tanto la producción de biomasa vegetal como la actividad microbiana del suelo durante los procesos de fitorremediación, mejorando así la eficacia en la eliminación de contaminantes (Cao et al., 2022). Además, el biocarbón, empleado como enmienda, ha generado interés creciente en la rehabilitación de ambientes degradados, especialmente su aplicación en relaves mineros, donde se observó que la incorporación de

biocarbón al 1% en peso seco incrementó de manera notable la capacidad de intercambio catiónico de los relaves al aportar cargas negativas y sitios activos de adsorción, lo que permite inmovilizar los metales pesados en la fase sólida mediante intercambio catiónico y complejación superficial, reduciendo la biodisponibilidad de los metales. Asimismo, este tratamiento redujo significativamente la movilidad de metales pesados como el cadmio y el plomo, mitigando su impacto ambiental (Fellet et al., 2011).

Sin embargo, la intensa actividad química de los relaves puede alterar la efectividad de estas enmiendas a lo largo del tiempo, donde la descomposición heterotrófica, en la que los microorganismos consumen el O_2 y mantienen bajos los niveles redox, podría verse afectada ante un incremento en las tasas de mineralización de la materia orgánica (Quenea et al., 2009). Esta situación podría resultar en una disminución del grosor de la cubierta orgánica con el tiempo, incrementando así el riesgo de que las plantas desarrollen raíces en las capas superficiales de los relaves, lo que podría conducir a la reoxidación y posteriormente desencadenar la generación de acidez, ocasionando problemas de toxicidad en las plantas y una deficiencia de nutrientes; esta inestabilidad química del sustrato puede resultar en la muerte de la vegetación a mediano plazo, interrumpiendo el establecimiento de un ecosistema autosustentable, lo cual es esencial para un cierre y abandono del sitio, a menos que la cantidad de materia orgánica aportada por la vegetación establecida logre equilibrar o superar la tasa de descomposición (Asemaninejad et al., 2021). Bajo estas circunstancias, la relación carbono:nitrógeno (C:N) se posiciona como un indicador clave, ya que permite evaluar el equilibrio entre la materia orgánica aportada por la vegetación establecida y la tasa de descomposición por los microorganismos del suelo. El equilibrio, representado por la relación C:N, constituye una herramienta fundamental para medir y promover la sostenibilidad del sistema. Además, estudios previos han señalado que la aplicación de biosólidos en dosis muy bajas, complementada con la incorporación de compuestos recalcitrantes en las cubiertas, es esencial para aumentar la estabilidad de los agregados del suelo y el secuestro de carbono, manteniendo al mismo tiempo una cobertura estable durante períodos prolongados (Yang et al., 2019). Asimismo, el balance de masa de la cubierta depende significativamente del tipo y la diversidad de la vegetación, lo que resalta la importancia de seleccionar especies capaces de aportar mayores cantidades de residuos orgánicos al suelo. Por ello, investigaciones futuras deberían enfocarse en evaluar cubiertas vegetales conformadas por diferentes especies, conocidas por su capacidad de secuestro de carbono, y monitorear de manera detallada su biogeoquímica. Esto permitiría obtener conclusiones más sólidas sobre el papel de la relación

C:N en la estabilidad y funcionalidad de los ecosistemas rehabilitados (Asemaninejad et al., 2021).

1.1.6. Justificación

Actualmente, existe información general acerca de las alternativas de fitorremediación con diversas especies de plantas, capaces de acumular o estabilizar los metales pesados en suelos contaminados, en particular la fitoestabilización se concibe como una alternativa viable, dado que emplea plantas con la capacidad de reducir la propagación de metales pesados a través de sustancias radiculares evitando la movilidad y la biodisponibilidad de contaminantes, con el fin de evitar la escorrentía hacia las aguas superficiales o su incorporación en la cadena alimentaria; ya que no disminuye ni elimina la concentración del relave, sino que se enfoca en prevenir la formación de drenaje ácido de mina y su dispersión hacia áreas circundantes. Además, la incorporación de enmiendas es necesaria para obtener resultados prometedores en la mejora de las propiedades del suelo y en la inmovilización de metales pesados, facilitando el crecimiento de plantas en condiciones adversas. A pesar de estos avances, la implementación exitosa de la fitoestabilización a menudo enfrenta desafíos relacionados con la sostenibilidad a largo plazo. Esto se debe, en gran medida, a la inadecuada selección de especies vegetales que cuenten con cualidades adaptativas a metales pesados o que sean tolerantes a las sequías, ocasionando la baja supervivencia de las plantas en entornos adversos. Igualmente se identifica una falta de información detallada acerca de especies de plantas metalófitas nativas que cumplan con las características del Relave Minero de Mesapata, del mismo modo, existe una carencia de estudios específicos que determinen qué enmiendas son las más adecuadas para las condiciones ambientales y geoquímicas de este relave.

Esta revisión de literatura científica contribuirá al desarrollo de propuestas más efectivas y adaptadas para la fitoestabilización del Relave Minero de Mesapata, abordando la falta de información sobre especies de plantas nativas metalófitas y enmiendas. A través de la evaluación de diversas combinaciones, se busca promover la recuperación de suelos degradados y mitigar los riesgos ambientales asociados. Además, al generar datos específicos y resaltar enfoques prácticos, este estudio podrá servir como modelo para futuras iniciativas de rehabilitación en contextos similares, fortaleciendo el conocimiento y la implementación de soluciones sostenibles en la gestión de pasivos ambientales.

II. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Qué alternativas de fitoestabilización asistida, mediante combinaciones de especies metalófitas nativas y enmiendas, son eficientes para reducir la formación de drenaje ácido de mina en el pasivo ambiental minero de Mesapata?

III. OBJETIVOS

3.1. Objetivo General

- Proponer alternativas eficientes de fitoestabilización asistida, basadas en la combinación de especies de plantas metalófitas nativas y enmiendas orgánicas o minerales, que contribuyan a reducir la formación de drenaje ácido de mina en el pasivo ambiental minero de Mesapata, Recuay – Áncash.

3.2. Objetivos Específicos

- Seleccionar, mediante revisión sistemática y proceso de jerarquía analítica, las especies de plantas metalófitas nativas presentes en los suelos contaminados del pasivo ambiental minero de Mesapata con mayor potencial de fitoestabilización, evaluando su tolerancia a metales (Fe, As, Pb y Al), resiliencia frente a condiciones de sequía, alto aporte de biomasa y persistencia a largo plazo.
- Seleccionar, mediante revisión sistemática y proceso de jerarquía analítica, las enmiendas orgánicas o minerales más adecuadas para la fitoestabilización asistida de relaves mineros, evaluando su contenido de carbono orgánico, pH, capacidad de inmovilización de metales pesados y capacidad de intercambio catiónico.
- Evaluar las combinaciones de especies vegetales nativas y enmiendas para la fitoestabilización asistida en el pasivo ambiental minero de Mesapata, mediante revisión sistemática, con el fin de reducir la generación de drenaje ácido de mina.

IV. METODOLOGÍA

4.1. Tipo de estudio

La presente investigación se fundamenta en varios enfoques metodológicos, priorizando el análisis exploratorio, descriptivo y comparativo, con el fin de asegurar una selección

exhaustiva y fundamentada de especies vegetales y enmiendas para la fitoestabilización. El estudio exploratorio abordó la técnica de fitorremediación, debido a la falta de antecedentes documentados sobre fitoestabilización de relaves mineros en el Perú. Al no contar con investigaciones nacionales al respecto, se recurrió a estudios internacionales para diseñar una alternativa sostenible aplicable al relave minero de Mesapata. Este paso es fundamental, ya que se cuenta con información general y diversa en la literatura científica (Hernández, 2014).

Posteriormente, el estudio descriptivo identificó y recolectó información clave sobre las características esenciales de las plantas y enmiendas en entornos contaminados con metales pesados, sin establecer relaciones causales directas, sino buscando enmarcar las propiedades que favorecen el proceso de fitoestabilización. Para lograr una selección óptima, se empleó un análisis multicriterio (EMC), del mismo modo para ponderar a los criterios se siguió como el método de Proceso de Análisis Jerárquico (AHP) propuesto por Saaty (1980) , de modo que los puntajes permitan priorizar las especies y enmiendas más idóneas (Piovani, 2017). Este análisis cuantitativo facilitó un estudio comparativo que ha favorecido a seleccionar múltiples especies vegetales y enmiendas con puntajes altos, optimizando así las combinaciones para los objetivos de la fitoestabilización.

4.2. Área de estudio

El pasivo ambiental minero de Mesapata, se encuentra ubicado en el margen derecho del río Santa, en el valle de Yanayacu, centro poblado de San Miguel, distrito de Catac, provincia de Recuay, región de Áncash, con una altitud que va desde los 3520 y 3600 metros sobre el nivel del mar, tiene como coordenadas UTM: 8918171.855 N, 233992.253 E, posee un clima semiseco y semifrío, con temperatura media mensual de 10°C y con una precipitación anual de 650 mm. Asimismo, durante su etapa de operación, estaba orientado a la flotación de minerales sulfurosos y a la producción de concentrados de plomo, plata, zinc y cobre; con una capacidad para procesar 200 toneladas métricas de mineral por día (Minam, 2007).

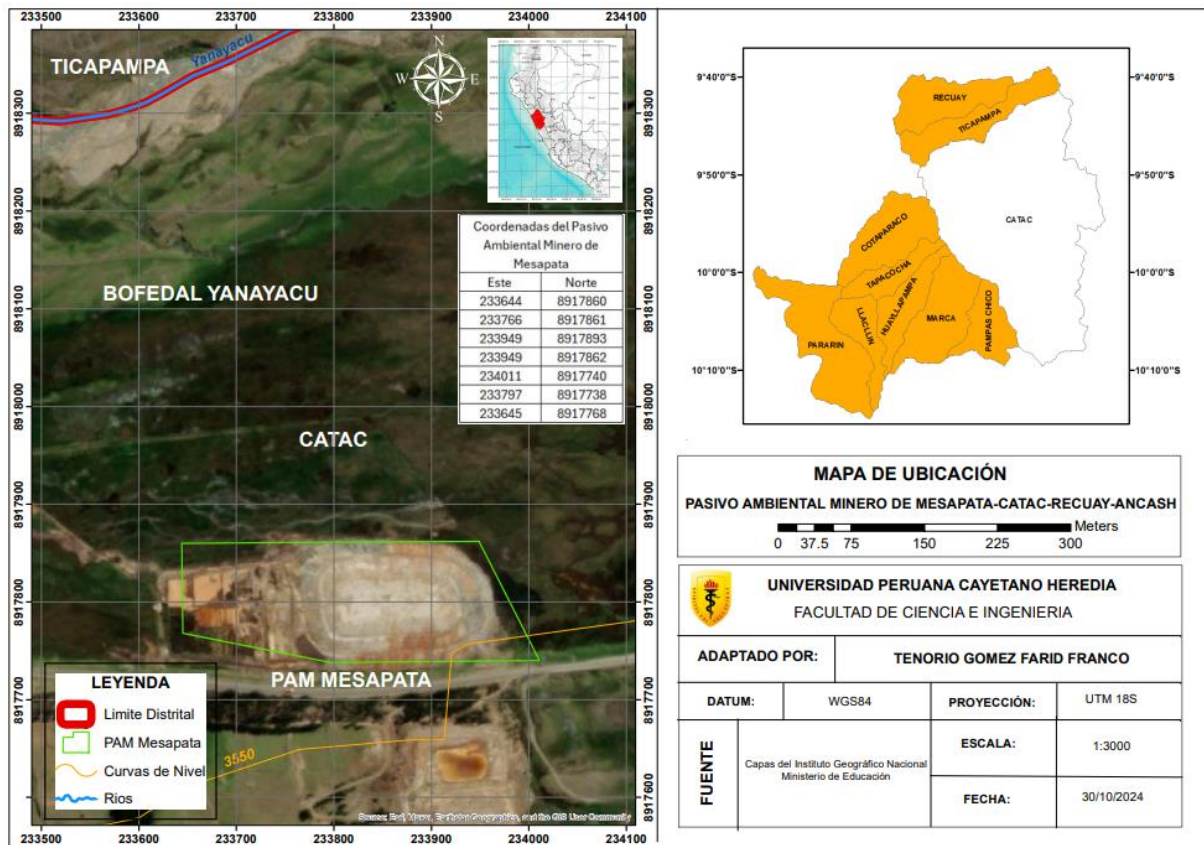


Figura 3. Mapa de ubicación del Pasivo Ambiental Minero de Mesapata.

4.3. Actividades

La estrategia de búsqueda de información se estructuró en dos niveles complementarios, con el propósito de garantizar una recopilación exhaustiva y contextualizada de la evidencia científica. En una primera etapa, se realizó una búsqueda general en bases de datos científicas indexadas, orientada a identificar literatura vinculada a los procesos de fitorremediación, fitoestabilización, drenaje ácido de mina y remediación de relaves mineros. Para ello, se emplearon cadenas de búsqueda formuladas con operadores booleanos, tanto en idioma español como en inglés, las cuales fueron aplicadas en bases de datos reconocidas como Scopus, ScienceDirect, SciELO, Springer y PubMed (Ver Tabla 1).

Considerando que la eficacia de los procesos de fitoestabilización depende en gran medida de la selección adecuada de especies vegetales capaces de tolerar condiciones extremas de contaminación y estrés ambiental, resulta fundamental identificar plantas con características funcionales compatibles con las condiciones del área de estudio. En el caso del pasivo ambiental minero de Mesapata, dichas condiciones están determinadas por la presencia de

relaves mineros con concentraciones elevadas de metales y por factores edáficos y climáticos propios de la cuenca del río Santa.

En este contexto, y a partir de la revisión general de literatura científica y de la información local recopilada en repositorios institucionales, se evidenció la necesidad de seleccionar especies vegetales nativas con potencial de fitoestabilización, que no solo presenten tolerancia a los metales predominantes en el relave, sino que además contribuyan a la estabilización física y química del sustrato, reduciendo la generación de drenaje ácido de mina. En consecuencia, el objetivo específico 1 se orientó a la selección de especies de plantas metalófitas nativas, presentes en los suelos contaminados del pasivo ambiental minero Mesapata o en ambientes con características similares, mediante una revisión sistemática de literatura científica y su posterior evaluación a través de un análisis multicriterio. Asimismo, se llevó a cabo una búsqueda específica en repositorios institucionales y literatura gris, con énfasis en estudios desarrollados en el contexto peruano y, de manera particular, en la cuenca del río Santa. Esta etapa permitió identificar información local relevante, incluyendo la caracterización química del relave del pasivo ambiental minero Mesapata y estudios relacionados con especies vegetales tolerantes a metales en ambientes mineros. La información recopilada en esta fase fue utilizada para contextualizar y ajustar los criterios de selección de especies vegetales, asegurando su pertinencia frente a las condiciones reales del área de estudio.

Tabla 1. Cadena de búsqueda para las características de la fitoestabilización e identificación de especies de plantas.

Base de datos	Cadena de búsqueda
Scopus, ScienceDirect, Scielo, Springer y Pubmed	((TS=(phytoremediation) or TS=(bioremediation) or TS=(metallophyte species) or TS=(phytostabilization)) and (TS=(mine tailings) or TS=(heavy metals) or TS=(contaminated soils)) and TS=(plant species))

Alicia-Concytec, Repositorios institucionales y expedientes técnicos de cierre de mina.	“relaves mineros” or “drenaje ácido de mina” or “pasivo ambiental minero” or “fitoestabilización” or “fitorremediación” or “Mesapata” or “cuenca del río Santa”
---	--

Además, se definieron criterios de elegibilidad como documentación en idiomas de inglés y español con alcance nacional e internacional, con fecha de publicación a partir del año 2000 hasta 2024. La documentación incluye artículos de revistas indexadas enfocados a tratamiento de suelos contaminados con relaves mineros a escala de piloto e *in situ*, tesis que aborda a especies de plantas altoandinas en estudios experimentales para remediación de suelos contaminados con metales pesados o pasivos ambientales mineros, expedientes técnicos para proyectos de cierre de pasivos ambientales mineros. Se centró en documentación cuyo contenido abarca al menos de dos de los cuatro metales de interés (hierro, plomo, aluminio y arsénico), valores de la concentración de metales pesados en el suelo, raíz y hoja de las plantas; además de información sobre la biomasa.

4.3.1. Selección de especies de plantas nativas

Como parte de este proceso, se logró identificar las especies vegetales y definir los criterios o características que deben cumplir las especies vegetales para alcanzar el objetivo de la fitoestabilización. Entre estos criterios, se priorizaron a la tolerancia a metales como hierro (Fe), arsénico (As), plomo (Pb) y aluminio (Al); la resiliencia frente a condiciones de sequía; la generación de alta biomasa; y la capacidad de persistencia a largo plazo (Asemaninejad, 2021).

Seguidamente, para determinar las especies vegetales más adecuadas para la fitoestabilización del pasivo ambiental minero de Mesapata, se empleó el método de comparación pareada propuesto por Thomas Saaty, mediante la elaboración de una matriz de juicios consensuados. En esta matriz se evaluó la importancia relativa de cada criterio, con base en la opinión de 5 expertos seleccionados bajo criterios de idoneidad técnica y trayectoria profesional. Los expertos fueron seleccionados por poseer formación académica Ingeniería Ambiental,

Agronomía, Biología o áreas afines; además de contar con experiencia como consultores o especialistas en remediación de suelos y dominio técnico de la metodología de Evaluación de Riesgos a la Salud y el Ambiente (ERSA) en el sector público o privado. Los expertos evaluaron cada par de criterios, asignando una puntuación de importancia relativa en una escala del 1 al 9, según la metodología establecida por Saaty (ver Tabla 2), a través de un cuestionario (ver sección II del Anexo 1).

Tabla 2. Escala de importancia de los factores en la comparación por pares

Intensidad de importancia en una escala absoluta	Definición	Explicación
1	Igual Importancia de “i” y “j”	Dos actividades contribuyen por igual al objetivo
3	Importancia moderada de “i” sobre “j”	La experiencia y el juicio favorecen ligeramente una actividad sobre otra
5	Importancia esencial o fuerte de “i” sobre “j”	La experiencia y el juicio favorecen fuertemente una actividad sobre otra
7	Importancia muy fuerte de “i” sobre “j”	Una actividad es claramente preferida y su dominio se demuestra en la práctica
9	Importancia extrema de “i” sobre “j”	La evidencia que favorece una actividad sobre otra es del orden más alto posible de afirmación

2, 4, 6, 8	Valores intermedios entre dos juicios adyacentes	Se utilizan cuando es necesario un compromiso
Recíprocos	Si la actividad i tiene uno de los valores anteriores al compararse con la actividad j , entonces j tiene el valor recíproco al compararse con i .	
Racionales	Cocientes derivados de la escala	Si se forzara la consistencia al obtener n valores numéricos para cubrir la matriz

Nota: Adaptado de Saaty (1980). La escala fundamental en el proceso de análisis jerárquico.

Con base en el juicio de los expertos, se construyó una matriz de comparación por pares (P), cuyo tamaño es igual a $n \times n$, donde n es el número de criterios. De acuerdo con los axiomas fundamentales de Saaty (1980), los elementos a_{ij} de la matriz deben cumplir con las condiciones de reciprocidad y transitividad para ser considerados consistentes, tal como se expresa en las ecuaciones 1 y 2. La reciprocidad y la transitividad son fundamentales en las matrices de comparación por pares, porque garantizan coherencia matemática y lógica en los juicios emitidos. La reciprocidad se da cuando el valor de un elemento es el inverso del elemento simétrico respecto a la diagonal principal; mientras que la transitividad indica coherencia lógica entre comparaciones para que los criterios mantengan una lógica razonable.

$$a_{ij} = \frac{1}{a_{ji}} \tag{1}$$

$$a_{ij} = a_{ik} \times a_{jk} \tag{2}$$

A continuación, se presentan una serie de ecuaciones para determinar la consistencia de la matriz P, el cual es una matriz cuadrada donde “n” es el número de criterios a evaluar (n=4 para la presente investigación). Las ecuaciones se han desarrollado, tomando en cuenta los procedimientos establecidos por Dweiri et al. (2016).

$$P = \begin{pmatrix} a_{11} & a_{12} & a_{13} & a_{14} \\ a_{21} & a_{22} & a_{23} & a_{24} \\ a_{31} & a_{32} & a_{33} & a_{34} \\ a_{41} & a_{42} & a_{43} & a_{44} \end{pmatrix} \quad (3)$$

Para verificar si la matriz fue consistente, se calculó la matriz Q, la cual corresponde a la suma de cada columna j de la matriz original P, representada por C_j . Donde:

$$C_j = \sum_{i=1}^n a_{ij} \quad (4)$$

Se obtuvieron los elementos normalizados q_{ij} , dividiendo cada valor original entre la sumatoria de su respectiva columna.

$$q_{ij} = \frac{a_{ij}}{C_j} \quad (5)$$

Con estos valores se conforma la matriz normalizada Q

$$Q = \begin{pmatrix} q_{11} & q_{12} & q_{13} & q_{14} \\ q_{21} & q_{22} & q_{23} & q_{24} \\ q_{31} & q_{32} & q_{33} & q_{34} \\ q_{41} & q_{42} & q_{43} & q_{44} \end{pmatrix} \quad (6)$$

Posteriormente, se determinó la prioridad o peso de cada criterio mediante el promedio aritmético de los valores de cada fila de la matriz normalizada Q, representada por w_i

$$w_i = \frac{\sum_{j=1}^n q_{ij}}{n} \quad (7)$$

$$R = \begin{pmatrix} w_1 \\ w_2 \\ w_3 \\ w_4 \end{pmatrix} \quad (8)$$

Las ecuaciones (3), (4), (5), (6), (7) y (8), permitieron asignar pesos a cada criterio de acuerdo con las respuestas de los tomadores de decisiones, reflejando su prioridad dentro del proceso de selección. Asimismo, se procedió a evaluar la consistencia de los juicios emitidos por los expertos mediante el cálculo del índice de consistencia (CI) (ver ecuación 11) y la razón de consistencia (CR) (ver ecuación 13), con el fin de garantizar la coherencia en las valoraciones obtenidas. Para verificar la consistencia, se calculó el valor propio máximo (λ_{max}). Siguiendo el procedimiento operativo de Dweiri et al. (2016).

Si el vector R está normalizado; es decir, la suma de sus pesos es exactamente 1, como se observa en la ecuación 9

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (9)$$

Entonces el valor de λ_{max} es igual a la suma de los componentes del vector resultante del producto $P \times R$, de acuerdo con los lineamientos del Proceso de Análisis Jerárquico la ecuación 9 es igual a 1, entonces se obtiene que:

$$\lambda_{max} = \sum (PR)_i \quad (10)$$

Cuanto más cercano estuvo λ_{max} a n , más consistente es la matriz (ver ecuación 10). Finalmente, para la verificación se calcula la relación de consistencia (CR) (ver ecuación 13), a partir del cociente entre el índice de consistencia (CI) y el índice de consistencia aleatoria (RI) siguiendo el procedimiento de Dweiri et al. (2016).

$$CI = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \quad (11)$$

$$RI = \frac{1.98(n - 2)}{n} \quad (12)$$

$$CR = \frac{CI}{RI} = \frac{\text{Indice de consistencia}}{\text{Consistencia aleatoria de M}} \quad (13)$$

Si $CR \leq 0,10$, el nivel de inconsistencia fue considerado aceptable. De lo contrario, el responsable de la toma de decisiones debía revisar su juicio sobre los valores de a_{ij} .

4.3.2. Actividades para la selección de enmiendas

Para cumplir con el segundo objetivo específico, se realizó la identificación de las enmiendas orgánicas y minerales más utilizadas en procesos de remediación y fitorremediación de suelos contaminados por relaves mineros, mediante una revisión sistemática de literatura científica en bases de datos indexadas como Scopus, ScienceDirect, SciELO, Springer y PubMed. Para la identificación y selección de las enmiendas, se realizó una búsqueda en la literatura previamente seleccionada. Para ello, se emplearon operadores booleanos junto con los siguientes términos clave: “organic amendments”, “mineral amendments”, “soil enhancement”, “mine tailings”, “heavy metals” y “contaminated soils”. La cadena de búsqueda se detalla en la tabla 3.

Tabla 3. Cadena de búsqueda para la identificación de enmiendas con potencial de fitoestabilización.

Base de datos	Cadena de búsqueda
Scopus, ScienceDirect, Scielo, Springer, Pubmed y literatura gris.	((TS=(organic amendments) or TS=(mineral amendments) or TS=(soil improvement)) and (TS=(mine tailings) or TS=(heavy metals) or TS=(contaminated soils))

Asimismo, se definió criterios de elegibilidad que consideró toda documentación en idiomas de inglés y español, con fecha de publicación a partir del año 2000 hasta 2024 con alcance nacional e internacional. Se consideró únicamente artículos de revistas indexadas, que emplean enmiendas para la recuperación de suelos contaminados con metales pesados provenientes de relaves mineros, que presentan información clave como la caracterización de propiedades químicas de las enmiendas como contenido de carbono, pH, concentración de metales pesados

y capacidad de intercambio catiónico. Asimismo, resultados de la concentración de metales pesados después de un tiempo de aplicación de la enmienda.

A partir de la revisión de los estudios seleccionados, fue posible identificar y definir los criterios técnicos que deben cumplir las enmiendas para mejorar las condiciones del suelo, favorecer la germinación y promover el crecimiento de las especies vegetales en entornos adversos. En este proceso, se priorizaron características tales como un alto contenido de carbono orgánico, pH cercano a la neutralidad, elevada capacidad de inmovilización de metales pesados y una alta capacidad de intercambio catiónico, debido a su relevancia en la estabilización química de los relaves mineros y en el soporte del desarrollo vegetal.

Luego, para determinar las enmiendas más adecuadas para la remediación, fitorremediación o mejoramiento de los suelos contaminados por el pasivo ambiental minero de Mesapata, se utilizó la comparación pareada propuesta por Saaty, mediante la elaboración de una matriz de juicios consensuados. En esta matriz se evaluó la importancia relativa de cada criterio, con base en la opinión de 5 expertos seleccionados bajo criterios de idoneidad técnica y trayectoria profesional. Los expertos fueron seleccionados por poseer formación académica Ingeniería Ambiental, Agronomía, Biología o áreas afines; además de contar con experiencia como consultores o especialistas en remediación de suelos y dominio técnico de la metodología de Evaluación de Riesgos a la Salud y el Ambiente (ERSA) en el sector público o privado. Los expertos evaluaron cada par de criterios, asignando una puntuación de importancia relativa en una escala del 1 al 9, según la metodología establecida por Saaty (ver Tabla 2), a través de un cuestionario (ver sección II del Anexo 1). Con base en las respuestas, se construyó una matriz de comparación por pares (P'), utilizando la ecuación (3). Luego, se determinó la matriz normalizada Q' (ver ecuación 6). A partir de la suma de cada columna j de la matriz original P' , representada por la ecuación 4. Posteriormente, se determinó la prioridad o peso relativo de cada criterio mediante el promedio aritmético de los valores de cada fila de la matriz normalizada Q' (ver ecuaciones 3 al 8). Asimismo, se procedió a evaluar la consistencia de los juicios emitidos por los expertos mediante el cálculo del índice de consistencia (CI) (ver ecuación 11) y la razón de consistencia (CR) (ver ecuación 13), con el fin de garantizar la coherencia en las valoraciones obtenidas. Si $CR \leq 0,10$, el nivel de inconsistencia fue considerado aceptable. De lo contrario, el responsable de la toma de decisiones debía revisar su juicio sobre los valores de sus respuestas.

4.3.3. Flujograma de la revisión sistemática

Se recopiló literatura científica a partir de diversas fuentes de información, obteniéndose un total de 889 registros provenientes de bases de datos académicas y documentación complementaria. Entre las principales fuentes consultadas se incluyeron Scopus (449 registros), ScienceDirect (24), SciELO (284), Springer (15), documentación del Repositorio Nacional Digital del CONCYTEC (ALICIA) (71) y expediente técnico de cierre de mina (1). Del total de registros identificados, se procedió a la eliminación de 21 artículos duplicados mediante el uso del aplicativo Rayyan, quedando 868 estudios disponibles para la siguiente etapa del proceso.

En la fase de cribado, se realizó una revisión preliminar de títulos y resúmenes, lo que permitió excluir 732 artículos. Debido a que no cumplían con el contexto de remediación de relaves mineros. Como resultado, 136 estudios que abarcan la evaluación de especies vegetales (81) y enmiendas (55). Tras la aplicación de los criterios de exclusión establecidos se descartaron 65 estudios en la evaluación de plantas y 41 estudios en la evaluación de enmiendas. Finalmente, se incluyeron 30 estudios, entre los cuales 16 de análisis de especies vegetales y 14 de análisis de enmiendas.

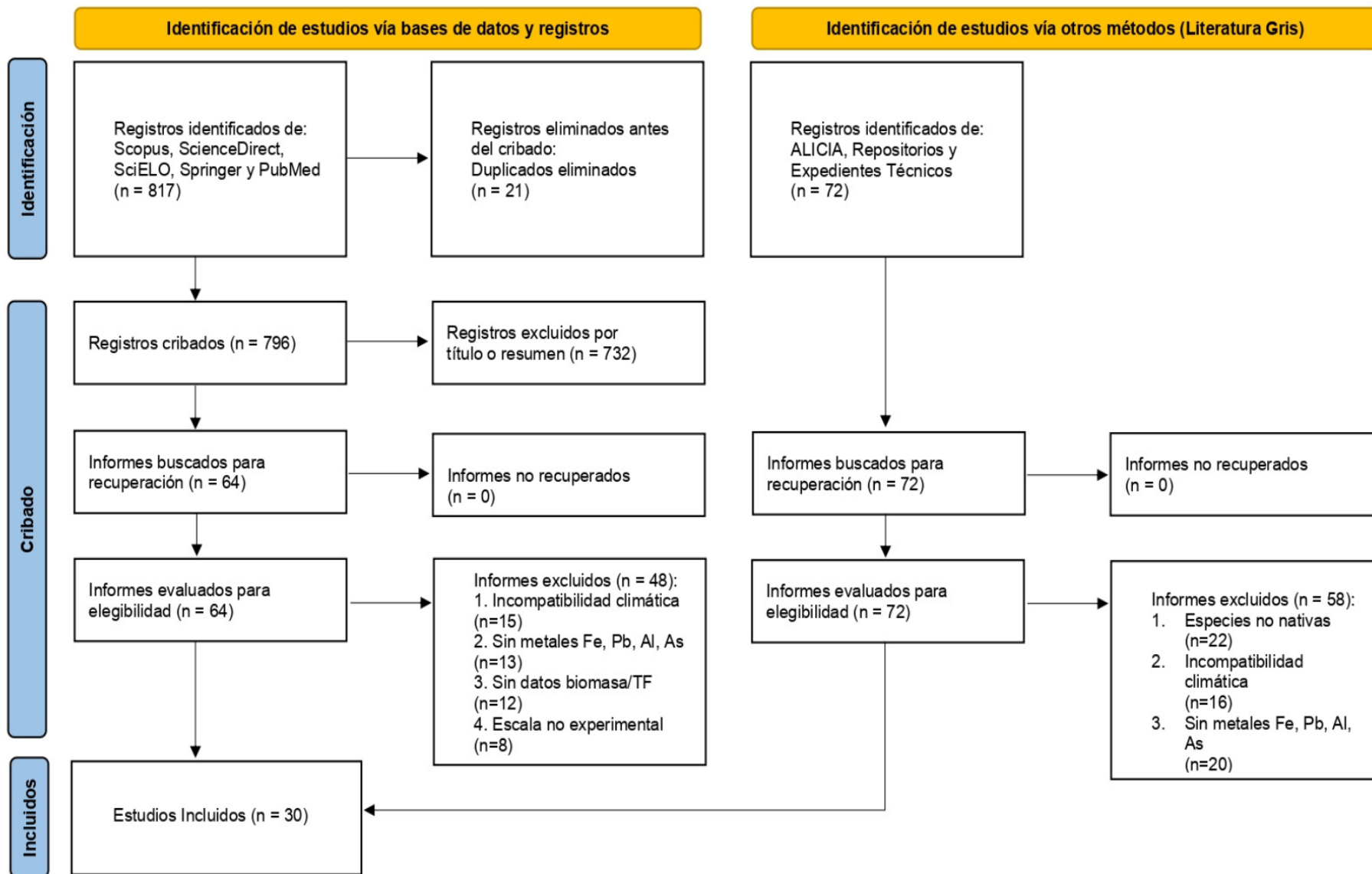


Figura 4. Diagrama de la revisión de literatura científica.

4.3.4. Actividades para la evaluación de combinaciones de especies de plantas y enmiendas

El tercer objetivo se centró en justificar las combinaciones más eficaces de especies de plantas y enmiendas, seleccionados para cumplir con los objetivos específicos 1 y 2, respectivamente. Esto se logró a través de una revisión exhaustiva de estudios previos disponibles en bases de datos indexadas y literatura gris, que respalden la efectividad de estas combinaciones. Mediante una evaluación comparativa de las especies vegetales y enmiendas seleccionadas, se identificaron las opciones más prometedoras para su aplicación en el relave minero de Mesapata, asegurando que las combinaciones propuestas cuenten con validez científica.

4.3.5. Operacionalización de variables

Tabla 4. Tabla de Operacionalización de Variables para la Selección de Especies Vegetales y Enmiendas en la Fitoestabilización del Relave Minero.

Variable	Definición contextual	Definición Operacional	Indicadores	Tipo	Escala
Variable Independiente					
Especies Vegetales	Conjunto de plantas nativas con cualidades adaptativas y fisiológicas, capaces de tolerar e hiperacumular metales pesados presentes en los relaves mineros.	Identificación y selección de especies con potencial fitoestabilizador en suelos contaminados aledaños a mesapata	Nombre de las especies Vegetales	Categórica	Nominal
Enmiendas	Sustancias orgánicas o minerales incorporadas al suelo para mejorar sus propiedades físico-químicas y favorecer el crecimiento vegetal	Selección de enmiendas que mejoren condiciones del suelo	Tipo de enmienda (orgánica o mineral)	Categórica	Nominal
Metales pesados presentes en el relave	Presencia y concentración de metales tóxicos en el suelo que impactan el ecosistema y la viabilidad de las plantas.	Caracterización química del suelo para identificar y cuantificar metales	Concentraciones de Fe, As, Pb, Al en el suelo (mg/kg).	Continua	Razón
Variable dependiente					

Factor de Bioconcentración (Tolerancia a metales pesados)	Medida que indica la capacidad de la planta para acumular metales pesados, desde su entorno en relación con la concentración de esa sustancia en el suelo	Determinación del índice de bioconcentración (BCF) en tejidos vegetales	Concentración de metales en los tejidos vegetales (mg/kg de peso seco).	Continua	Razón
Propiedades del suelo	Características físicas y químicas del suelo que favorecen la retención de humedad, fertilidad y estabilidad de metales.	Medición de pH, CIC y COT en el suelo del relave	CIC:Capacidad de Intercambio Catiónico(cmol/kg) pH COT:contenido de Carbono Orgánico Total(kg/cm ²)	Continua	Razon
Aporte de Carbono	Cantidad de materia orgánica incorporada al sistema por la biomasa vegetal	Cuantificación de la masa de carbono orgánico y biomasa generada.	Biomasa aérea y radicular (kg/m ²)	Continua	Razón
Relación C:N	Proporción de carbono y nitrógeno en el suelo como indicador de calidad de suelo	Relación proporcional de interés de la planta y el suelo	Proporción concentración de C/concentración de N	Continua	Rango

Para dar sustento a la relación entre las variables definidas en la tabla de operacionalización, se establecen los siguientes fundamentos técnicos que rigen el comportamiento del sistema en estudio:

- El factor de bioconcentración depende significativamente del tipo de especie vegetal, ya que cada una presenta diferentes mecanismos fisiológicos y morfológicos de adaptación. Además, este factor se ve influenciado por la abundancia de metales presentes en el Pasivo Ambiental Minero.
- Las propiedades del suelo pueden variar dependiendo a la enmienda a utilizar, ya que esta modifica sus propiedades físicas (textura del suelo), químicas (pH, CIC, CO)
- El aporte de carbono también se ve influenciado tanto por las condiciones climáticas como el tipo de especie, lo cual determina la capacidad de captura y almacenamiento de CO₂, que posteriormente se aporta al sustrato en forma de hojarasca.
- La relación C:N, depende tanto de las condiciones climáticas, el tipo de especie vegetal de acuerdo con su capacidad de aporte de carbono y a los microorganismos presentes en la enmienda encargados de la descomposición mineralógica para la producción de nitrógeno amoniacal.

4.3.6. Análisis de la información

4.3.6.1. Selección de Especies de Plantas

Para la selección de especies vegetales, se definieron como criterios clave cuatro características fundamentales: tolerancia a metales pesados (Fe, As, Pb y Al), resiliencia frente a condiciones de sequía, alto aporte de biomasa y persistencia a largo plazo. Por ello, con el propósito de determinar la importancia relativa de cada criterio, se utilizó el método de AHP, desarrollado por Thomas Saaty, el cual permitió facilitar la toma de decisiones complejas al integrar tanto evaluaciones subjetivas como objetivas (Chen et al., 2022)

En primer lugar, se elaboró un cuestionario (ver sección I del Anexo 1), el cual fue respondido por tomadores de decisiones con experiencia en remediación de suelos contaminados, mediante la comparación por pares, asignando puntuaciones de acuerdo con la escala de Saaty (ver Tabla

2). Posteriormente, se calculó el promedio aritmético de las valoraciones individuales para obtener una matriz de comparación por pares.

Los resultados consolidados de estas comparaciones por pares se presentan en la Tabla 5, y sirvieron como base para continuar con el análisis multicriterio correspondiente.

Tabla 5. Promedio aritmético de los valores asignados por expertos en la comparación por pares.

	A	B	C	D
A	1	3	5	7
B	1/3	1	4	3
C	1/5	1/4	1	3
D	1/7	1/3	1/3	1

Donde:

A: Tolerancia a metales (Fe, As, Pb y Al)

B: Resiliencia frente a condiciones de sequía

C: Alto aporte de biomasa

D: Persistencia a largo plazo

El peso relativo de cada criterio se determinó en base a las ecuaciones 3 al 8. Los pesos se determinaron a partir del promedio aritmético de los valores de cada fila de la matriz R (ver ecuaciones 3 al 8). Asimismo, se procedió a evaluar la consistencia de los juicios emitidos por los expertos mediante el cálculo del índice de consistencia (CI) (ver ecuación 11) y la razón de consistencia (CR) (ver ecuación 13), con el fin de garantizar la coherencia en las valoraciones obtenidas.

Se elaboró la matriz P, la cual representó el funcionamiento del AHP en la determinación de la importancia relativa de los criterios A, B, C y D.

$$P = \begin{pmatrix} 1 & 3 & 5 & 7 \\ 1/3 & 1 & 4 & 3 \\ 1/5 & 1/4 & 1 & 3 \\ 1/7 & 1/3 & 1/3 & 1 \end{pmatrix}$$

Seguidamente, se determinó la sumatoria de la columnas de la matriz P (1.68, 4.58, 10.33, 14)

Una vez obtenida la matriz de comparación por pares (matriz P), se procedió a evaluar la consistencia de los juicios emitidos por los expertos. Para ello, se construyó una matriz normalizada (Q) dividiendo cada elemento de la matriz P por la suma de su respectiva columna.

$$Q = \begin{pmatrix} \frac{1}{1.68} & \frac{3}{4.58} & \frac{5}{10.33} & \frac{7}{14} \\ \frac{1/3}{1.68} & \frac{1}{4.58} & \frac{4}{10.33} & \frac{3}{14} \\ \frac{1/5}{1.68} & \frac{1/4}{4.58} & \frac{1}{10.33} & \frac{3}{14} \\ \frac{1/7}{1.68} & \frac{1/3}{4.58} & \frac{1/3}{10.33} & \frac{1}{14} \end{pmatrix}$$

$$Q = \begin{pmatrix} 0.60 & 0.66 & 0.48 & 0.50 \\ 0.20 & 0.22 & 0.39 & 0.21 \\ 0.12 & 0.05 & 0.10 & 0.21 \\ 0.09 & 0.07 & 0.03 & 0.07 \end{pmatrix}$$

Para encontrar el peso de cada criterio se obtiene una matriz R calculando el promedio aritmético para cada fila de la matriz “ Q”.

A continuación, se generó una matriz de prioridades (R) obteniendo el promedio de cada fila de la matriz Q. Este promedio representa el peso relativo de cada criterio.

$$R = \begin{pmatrix} w1 = \frac{0.60 + 0.66 + 0.48 + 0.50}{4} = 0.56 \\ w2 = \frac{0.20 + 0.22 + 0.39 + 0.21}{4} = 0.255 \\ w3 = \frac{0.12 + 0.05 + 0.10 + 0.21}{4} = 0.12 \\ w4 = \frac{0.09 + 0.07 + 0.03 + 0.07}{4} = 0.065 \end{pmatrix}$$

Se tiene en cuenta que la sumatoria de los pesos es igual a 1.00:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

Para verificar la consistencia del juicio emitido por el tomador de decisiones, se determinó el valor propio máximo (λ_{max}) mediante la siguiente ecuación:

$$\lambda_{max} = \sum PR$$

$$PR = \begin{pmatrix} 1 & 3 & 5 & 7 \\ 1/3 & 1 & 4 & 3 \\ 1/5 & 1/4 & 1 & 3 \\ 1/7 & 1/3 & 1/3 & 1 \end{pmatrix} \times \begin{pmatrix} 0.56 \\ 0.255 \\ 0.12 \\ 0.065 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 2.38 \\ 1.12 \\ 0.49 \\ 0.27 \end{pmatrix}$$

$$\lambda_{max} = \sum PR = (2.38 + 1.12 + 0.49 + 0.27) = 4.26$$

El juicio se consideró consistente cuando λ_{max} estuvo próximo al número de criterios ($n=4$).

Luego, se calculó el Índice de Consistencia (CI) mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Índice de Consistencia (CI)} = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1}$$

donde n es el número de criterios (en este caso, 4).

$$CI = \frac{4.26 - 4}{4 - 1} = 0.0867$$

A continuación, se obtuvo el Índice de Razón de Consistencia (CR) mediante la siguiente fórmula:

$$\text{Consistencia Aleatoria (RI)} = \frac{1.98 (n - 2)}{n}$$

$$RI = \frac{1.98(4 - 2)}{4} = 0.99$$

$$\text{Relación de Consistencia (CR)} = \frac{CI}{RI}$$

$$CR = \frac{0.0867}{0.99} = 0.088$$

Dado que $CR \leq 0,1$, el índice de consistencia de A se consideró aceptable. En este estudio, *RI* representó el Índice Aleatorio de Consistencia propuesto por Saaty. El valor resultante de *CR* fue 0.088, lo cual indica una consistencia aceptable, ya que se encontró por debajo del umbral recomendado de 0.10. Esto demuestra que los pesos asignados a cada criterio cuentan con validez técnica y fueron adecuados para su uso en las siguientes etapas del análisis.

Cabe señalar que, para cada parámetro, se definieron los valores máximos y mínimos, estos rangos fueron establecidos con base en las mediciones realizadas en estudios previos y de información disponible en la literatura científica (ver Tabla 6).

Tabla 6. Criterios de evaluación y escala de valoración para la selección de especies vegetales.

Criterio	Tipo de dato	Escala establecida	Asignación de valores
Tolerancia a metales (Fe, As, Pb, Al)	Cuantitativo-discreto	1–4 puntos (1 por cada metal tolerado), “–” = Sin datos	1 punto por cada metal al que se ha reportado tolerancia significativa
Resiliencia a la sequía	Cualitativo binario	1 = Hay recuperación post-sequía, 0 = No hay recuperación post-sequía, “–” = Sin datos	Se define recuperación como la capacidad de la planta para retomar el 90% de su tasa fotosintética o su turgencia foliar en un periodo de 15 a 30 días tras el retorno de la disponibilidad hídrica (Volaire, 2018).
Aporte de biomasa (C)	Cuantitativo-continuo o rangos	0 (bajo), 1 (medio), 2 (alto), “–” (Sin datos)	Según rangos de biomasa seca reportada o cobertura vegetal

Persistencia a largo plazo	Cualitativo binario	1 = Sí, 0 = No, “-” = Sin datos	Se considera persistencia a largo plazo a la capacidad de la especie para sobrevivir y mantener una población estable sin intervención humana (riego, fertilización) y que haya superado al menos dos ciclos reproductivos completos en el sitio (SER, 2019).
----------------------------	---------------------	---------------------------------	---

Dado que los valores asociados a cada criterio presentaban unidades y escalas distintas (ver Tabla 6), se procedió a aplicar una normalización lineal mediante la Ecuación N.º13. Este procedimiento tuvo como objetivo homogeneizar los valores de cada criterio evaluado, convirtiéndolos en una escala adimensional entre 0 y 1, sin alterar su proporcionalidad relativa. De esta manera, se garantiza una comparación justa y equilibrada entre las alternativas.

$$X_{normalizado} = \frac{X - X_{min}}{X_{max} - X_{min}} \quad (13)$$

Donde:

$X_{normalizado}$: Es el valor normalizado del parámetro.

X : Es el valor observado para la especie.

X_{min} y X_{max} : Representan, en ese orden, al valor mínimo y máximo registrados para dicho parámetro entre todas las especies analizadas.

En el caso de datos faltantes, es decir, cuando no se disponía de información para una especie en uno de los parámetros evaluados, se implementó un protocolo específico para mitigar su impacto en la matriz de análisis. En estos casos, se asignó el símbolo “-” como indicador de ausencia de datos.

Posteriormente, se evaluó la importancia del parámetro ausente. Si este era considerado indispensable para la selección, como la tolerancia a metales pesados, la especie fue excluida del análisis correspondiente. En cambio, si el parámetro no era crítico, se optó por una de las siguientes estrategias:

1. Aplicar una normalización parcial utilizando únicamente los parámetros disponibles.
2. Utilizar un valor neutral en este caso de 0.5, que permitiera mantener la especie en el análisis sin favorecer ni perjudicarla.

Esta estrategia se fundamenta en el principio de imputación por la media teórica (*Mean Imputation*), procedimiento validado en análisis multivariante para preservar la integridad de la matriz de decisión y evitar la pérdida de alternativas de estudio (Hair et al., 2014; Carpenter & Smuk, 2021). Al utilizar el punto medio (0.5) en una escala de 0 a 1, se establece un "punto de indiferencia" que permite que la jerarquización final de la especie dependa exclusivamente de los criterios donde sí existe evidencia documentada (Malczewski & Rinner, 2015). Finalmente, una vez normalizados los valores de cada especie vegetal para todos los criterios evaluados, se procedió a multiplicar dichos valores por los pesos relativos previamente determinados mediante el método AHP. El producto de estas operaciones representó la contribución ponderada de cada criterio a la valoración total de cada especie. Posteriormente, se realizó la sumatoria de estos valores ponderados para obtener un valor final por especie. Con base en este puntaje total, se elaboró un ranking que permitió establecer el orden de preferencia y priorización de las especies evaluadas, asignándoles una posición jerárquica en función de su idoneidad para el proceso de fitoestabilización propuesto.

Con los puntajes finales previamente normalizados en un rango de 0 a 1, se procedió a realizar un análisis estadístico descriptivo utilizando un diagrama de caja (*boxplot*), con el objetivo de visualizar la distribución general de los valores obtenidos. Esta herramienta gráfica permitió identificar valores atípicos, la mediana, los cuartiles y el rango intercuartílico, brindando una representación clara del comportamiento de los datos.

Para la selección de las especies vegetales con mayor potencial de fitoestabilización, se adoptó como criterio principal aquellas cuyo puntaje se ubicó en el tercer cuartil (Q3) o por encima de este, lo que corresponde al 25% superior del conjunto evaluado. Este enfoque se basa en fundamentos estadísticos, considerando que dichas especies presentan un rendimiento sobresaliente frente a las demás alternativas.

El uso del boxplot no solo permitió identificar estas especies de forma visual y objetiva, sino que también facilitó la justificación del proceso de selección a partir de una distribución natural de los datos, sin recurrir a juicios subjetivos. Por tanto, se consideraron como candidatas óptimas las especies cuya puntuación igualó o superó el valor de Q3, al representar las opciones más destacadas dentro del análisis multicriterio aplicado.

4.3.6.2. Selección de Enmiendas

Para la selección de enmiendas, se definieron como criterios clave cuatro características fundamentales: alto contenido de carbono orgánico, pH neutro, capacidad para inmovilizar metales pesados y alta capacidad de intercambio catiónico. Con el propósito de determinar la importancia relativa de cada criterio, se empleó el método de AHP, el cual permitió establecer los pesos relativos de los criterios mediante un proceso estructurado.

Como punto de partida, se elaboró un cuestionario (ver sección II del Anexo 1), el cual fue respondido por tomadores de decisiones con experiencia en remediación de suelos contaminados, mediante la comparación por pares, asignando puntuaciones según la escala de Saaty (ver Tabla 3). Posteriormente, se calculó el promedio aritmético de las valoraciones individuales, lo que permitió obtener una matriz de juicios consensuada. Luego, los resultados consolidados de estas comparaciones se presentaron en la Tabla 7 y sirvieron como base para avanzar con el análisis multicriterio correspondiente. Cabe destacar que la suma total de los pesos asignados fue igual a 1, lo que aseguró el cumplimiento de los lineamientos metodológicos del AHP.

Tabla 7. Promedio aritmético de los valores asignados por expertos en la comparación por pares

	A	B	C	D
A	1	3	5	7
B	1/3	1	3	5
C	1/5	1/3	1	3
D	1/7	1/5	1/3	1

Donde:

A: Alto contenido de carbono orgánico

B: pH neutro

C: Capacidad para inmovilizar metales pesados

D: Alta capacidad de intercambio catiónico

De igual manera, se elaboró la matriz P', siguiendo los pasos para la determinación de la importancia relativa de los criterios A, B, C y D.

Las ecuaciones (3), (4), (5), (6), (7) y (8) permitieron asignar pesos a cada criterio de acuerdo con las respuestas de los tomadores de decisiones, reflejando su prioridad dentro del proceso de selección.

Asimismo, se procedió a evaluar la consistencia de los juicios emitidos por los expertos mediante el cálculo del índice de consistencia (CI) (ver ecuación 11) y la razón de consistencia (CR) (ver ecuación 13), con el fin de garantizar la coherencia en las valoraciones obtenidas. Para las enmiendas, el valor de CR resultante fue 0.068, lo cual indica una consistencia aceptable, ya que está por debajo del umbral recomendado de 0.10. Esto demuestra que los pesos asignados a cada criterio cuentan con validez técnica y son adecuados para su uso en las siguientes etapas del análisis.

Del mismo modo, se definieron los valores máximos y mínimos para cada criterio, estos rangos fueron establecidos con base en las mediciones realizadas en estudios previos y de información disponible en la literatura científica (ver Tabla 8).

Tabla 8. Criterios de evaluación y escala de valoración para la selección de enmiendas.

Criterio	Tipo de dato	Escala establecida	Asignación de valores
Alto contenido de carbono orgánico	Cuantitativo-continuo	0 (bajo), 1 (medio), 2 (alto), “-” (Sin datos)	0: <10% C-orgánico 1: 10–20% 2: >20%
Capacidad para inmovilizar metales pesados(Fe, As, Pb, Al)	Cuantitativo-discreto	0–4 puntos (1 por cada metal inmovilizado), “-” = Sin datos	1 punto por cada metal al que se ha reportado reducción significativa

Alta capacidad de intercambio catiónico	Cuantitativo-continuo	0 (bajo), 1 (medio), 2 (alto), “-” = Sin datos	Según datos de capacidad (meq/100g), e.g.: 0: <10 1: 10–20 2: >20
pH neutro	Cuantitativo-rango	1 = Sí, 0 = No, – = Sin datos	1 punto si pH está entre 6 – 8

Dado que los valores asociados a cada criterio presentaban unidades y escalas distintas (ver Tabla 8), se procedió a aplicar una normalización lineal mediante la Ecuación N.º 14. Este procedimiento tuvo como objetivo homogeneizar los valores de cada criterio evaluado, convirtiéndolos en una escala adimensional entre 0 y 1, sin alterar su proporcionalidad relativa. De esta manera, se garantizó una comparación justa y equilibrada entre las alternativas.

$$X_{normalizado} = \frac{X - X_{min}}{X_{max} - X_{min}} \quad (14)$$

Donde:

Xnormalizado: Es el valor normalizado del parámetro.

X: Es el valor observado para la especie.

Xmin y Xmax: Representan, en ese orden, al valor mínimo y máximo registrados para dicho parámetro entre todas las enmiendas analizadas.

Ante la presencia de datos faltantes, es decir, cuando no se disponía de información para una enmienda en uno de los parámetros evaluados, se estableció un protocolo específico para mitigar su impacto en la matriz de análisis. En tales casos, se asignó el símbolo “-” como indicador de ausencia de datos.

Posteriormente, se evaluó la importancia del parámetro ausente. En primer lugar, si este se consideraba indispensable para la selección, como alto contenido de carbono orgánico, la

enmienda se excluyó del análisis correspondiente. Por otro lado, si el parámetro no era crítico, se optó por una de las siguientes estrategias:

- A. Aplicar una normalización parcial utilizando únicamente los parámetros disponibles.
- B. Utilizar un valor neutral en este caso de 0.5, que permitiera mantener la enmienda en el análisis sin sesgar su evaluación.

Esta estrategia se fundamenta en el principio de imputación por la media teórica (*Mean Imputation*), procedimiento validado en análisis multivariante para preservar la integridad de la matriz de decisión y evitar la pérdida de alternativas de estudio (Hair et al., 2014; Carpenter & Smuk, 2021). Al utilizar el punto medio (0.5) en una escala de 0 a 1, se establece un "punto de indiferencia" que permite que la jerarquización final de la especie dependa exclusivamente de los criterios donde sí existe evidencia documentada (Malczewski & Rinner, 2015).

De este modo, estas medidas garantizaron la coherencia del análisis multicriterio, preservando tanto la proporcionalidad como la integridad estructural de la matriz de evaluación final.

Finalmente, una vez normalizados los valores de cada enmienda para todos los criterios, se procedió a multiplicar dichos valores por los pesos relativos previamente obtenidos mediante el método AHP. El producto de estas operaciones representó la contribución ponderada de cada criterio a la valoración total de cada enmienda. Posteriormente, se realizó la sumatoria de estos valores ponderados para obtener un valor final por enmienda. Con base en estos resultados, se elaboró un ranking que establece el orden de priorización de las enmiendas evaluadas, asignándoles una posición jerárquica en función de su idoneidad para el proceso de fitoestabilización propuesto.

Con los puntajes finales, se procedió a realizar un análisis estadístico descriptivo utilizando un diagrama de caja (*boxplot*), con el objetivo de identificar valores atípicos, la mediana, los cuartiles y el rango intercuartílico, brindando una representación clara del comportamiento de los datos. La selección de las enmiendas con mayor potencial de fitoestabilización, se basó en aquellas cuyo puntaje se ubicó en el tercer cuartil (Q3) o por encima de este, lo que corresponde al 25% superior del conjunto evaluado.

4.3.6.3. Evaluación de las alternativas de acuerdo con las combinaciones más eficaces de especies vegetales y enmiendas.

Después de seleccionar las especies vegetales y enmiendas que pueden aumentar la eficacia de la fitoestabilización, se procedió a realizar combinaciones de estas para evaluar su potencial en el proceso de fitoestabilización del relave minero de Mesapata. Estas combinaciones se han organizado en una tabla, donde se presentan las distintas opciones de especies y enmiendas seleccionadas, basadas en el AHP realizado previamente. No obstante, con el propósito de incorporar criterios complementarios de viabilidad técnica y antecedentes de uso práctico, se estableció un criterio adicional. Se consideraron también aquellas especies cuyo puntaje se encontraba por debajo del Q3, siempre que presentaran respaldo técnico en la literatura. Para ello, se verificó la existencia de evidencia documentada en publicaciones técnicas, informes institucionales y páginas web especializadas que acreditaran su uso efectivo en combinación con enmiendas en procesos de fitoestabilización.

Para cada combinación, se llevó a cabo una revisión exhaustiva de la literatura científica disponible, con el objetivo de identificar estudios que respalden la efectividad de estas combinaciones. Esta revisión ha permitido justificar científicamente las combinaciones propuestas, identificando aquellas que han demostrado ser exitosas en ensayos experimentales o aplicaciones en campo. Asimismo, se consideraron posibles limitaciones, como resultados inconsistentes, baja adaptabilidad de ciertas especies a determinadas condiciones edafoclimáticas o efectos adversos en la dinámica del suelo, con el fin de reconocer no solo los potenciales beneficios, sino también los desafíos asociados a cada combinación planta y enmienda. Mientras que para aquellas que no lo tengan, se realizó recomendaciones para investigaciones futuras.

V. RESULTADOS

5.1. Especies de plantas con alto potencial de fitoestabilización para el pasivo ambiental minero de Mesapata

La razón de consistencia (CR) permitió verificar que los juicios emitidos por los cinco expertos fueron consistentes, obteniéndose un valor de $CR = 0,084$, el cual se encuentra dentro del umbral aceptable establecido por el método AHP ($CR < 0,10$). En consecuencia, los pesos derivados del análisis fueron considerados válidos para su aplicación en la evaluación multicriterio. A partir de este análisis, se obtuvo la importancia relativa de cada criterio, siendo

la tolerancia a metales pesados (R1) el criterio con mayor peso (0,56), seguido de la resiliencia frente a sequía (0,255), el aporte de biomasa (0,12) y la persistencia a largo plazo (0,065). La suma total de los pesos asignados fue igual a 1, cumpliendo con los lineamientos establecidos por el Proceso de Jerarquía Analítica. Con los pesos de los criterios debidamente definidos y validados, el modelo AHP fue aplicado al conjunto de especies vegetales previamente identificadas, con el fin de evaluar comparativamente su potencial de fitoestabilización.

Para la presente investigación se recopilaron 26 especies vegetales con alto potencial de fitoestabilización, identificadas a partir de estudios realizados en la cuenca del río Santa (Chang Kee et al., 2018; Fow, 2021; Herreros, 2023; Nañez, 2016), donde se buscó seleccionar a las especies de plantas fitoestabilizadoras, reflejando una alta diversidad morfológica y ecológica. Entre las familias más representadas se encuentra *Poaceae*, con especies como *Calamagrostis recta*, *C. glacialis*, *C. ligulata*, *C. tarmensis*, *Stipa ichu*, *Festuca dolichophylla*, *F. glyceriantha*, *Dactylis glomerata*, *Paspalum bonplandianum*, *Cortaderia rudiusscula* y *Pennisetum clandestinum*, reconocidas por su predominancia en ecosistemas altoandinos y su adaptabilidad a suelos degradados. También destacan *Juncaceae* (*Juncus conglomeratus*, *J. imbricatus*, *J. bufonius*, y *Juncus articus*) y *Fabaceae* (*Lupinus spp.*, *Lupinus albus*, *Medicago polymorpha* y *Medicago lupulina*), familias relevantes por su capacidad de fijación de nitrógeno y su aporte a la estructura del suelo.

Otras familias presentes incluyen *Asteraceae* (*Werneria nubigena*, *Baccharis buxifolia*, *Paranephelium ovatus*, *Achyrocline alata*), *Cyperaceae* (*Scirpus olneyi*), *Amaryllidaceae* (*Agave americana*) y *Amaranthaceae* (*Distichia muscoides*). Esta diversidad taxonómica permitió una evaluación más integral al considerar especies con distintos mecanismos fisiológicos y morfológicos que influyen en su potencial de fitoestabilización, tales como tolerancia a metales (Fe, As, Pb y Al), resiliencia a la sequía, alta biomasa y persistencia a largo plazo. Luego de identificar y clasificar taxonómicamente las 26 especies vegetales seleccionadas, se procedió a evaluar su potencial para la fitoestabilización mediante un análisis multicriterio (ver Tabla 9).

Tabla 9. Resultados del análisis multicriterio para la selección de especies vegetales con potencial fitoestabilizador. Se presentan a continuación los valores normalizados de cada una de las 26 especies, obtenidos a partir de información recopilada en fuentes bibliográficas diversas, incluyendo publicaciones técnicas, informes institucionales y páginas web especializadas. La puntuación final de cada especie corresponde a la suma del producto entre cada valor normalizado y su peso respectivo.

Criterios establecidos para seleccionar a la especie de planta más adecuada para fitorremediación del pasivo ambiental minero de Mesapata									
Criterios de evaluación	Tolerancia a metales pesados (Fe, As, Pb y Al)		Resiliencia frente a condiciones de sequía		Alta biomasa		Persistencia a largo plazo		Puntaje final
Peso del criterio	Pesos otorgados a cada criterio de evaluación								
	0,560	0,255		0,120		0,065			
Especies de plantas	Valor	Valor subtotal	Valor	Valor subtotal	Valor	Valor subtotal	Valor	Valor subtotal	
<i>Werneria nubigena</i>	0,375	0,21	1	0,255	0	0	1	0,065	0,530
<i>Baccharis buxifolia</i>	0,625	0,35	0	0	0	0	1	0,065	0,415
<i>Lupinus ssp.</i>	0,625	0,35	1	0,255	1	0,12	0,5	0,033	0,758
<i>Paranephelius ovatus</i>	0,625	0,35	0,5	0,128	0,5	0,06	1	0,065	0,603
<i>Achyrocline alata</i>	0,125	0,07	0	0	0,5	0,06	1	0,065	0,195
<i>Calamagrostis recta</i>	0,375	0,21	0,5	0,128	1	0,12	1	0,065	0,523
<i>Calamagrostis glacialis</i>	1	0,56	0,5	0,128	0,5	0,06	1	0,065	0,813
<i>Calamagrostis ligulata</i>	1	0,56	0,5	0,128	0,5	0,06	1	0,065	0,813
<i>Juncus conglomeratus</i>	1	0,56	0,5	0,128	0,5	0,06	1	0,065	0,813
<i>Juncus imbricatus</i>	0,875	0,49	0	0	0,5	0,06	1	0,065	0,615
<i>Festuca dolichophylla</i>	1	0,56	1	0,255	1	0,12	1	0,065	1,000
<i>Calamagrostis tarmensis</i>	1	0,56	1	0,255	1	0,12	1	0,065	1,000

<i>Medicago polymorpha</i>	0,125	0,07	1	0,255	1	0,12	0,5	0,0325	0,478
<i>Festuca glyceriantha</i>	0,125	0,07	1	0,255	0,5	0,06	1	0,065	0,450
<i>Juncus bufonius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,000
<i>Medicago lupulina</i>	0,375	0,21	1	0,255	0,5	0,06	0,5	0,032	0,558
<i>Scirpus olneyi</i>	0,125	0,07	0,5	0,128	1	0,12	1	0,065	0,383
<i>Stipa lchu</i>	1	0,56	1	0,255	1	0,12	1	0,065	1,000
<i>Distichia muscoides</i>	0,625	0,35	1	0,255	1	0,12	0	0	0,725
<i>Juncus Articus</i>	1	0,56	0	0	1	0,12	1	0,065	0,745
<i>Penicetum clandestinum</i>	1	0,56	1	0,255	1	0,12	1	0,065	1,000
<i>Agave americana</i>	0,125	0,07	1	0,255	1	0,12	1	0,065	0,510
<i>Cortaderia radiuscula</i>	1	0,56	0,5	0,128	1	0,12	1	0,065	0,873
<i>Dactylis glomerata</i>	1	0,56	1	0,255	1	0,12	1	0,065	1,000
<i>Lupinus Albus</i>	0,875	0,49	1	0,255	1	0,12	0	0	0,865
<i>Paspalum bonplandianum</i>	1	0,56	1	0,255	0,5	0,06	1	0,065	0,940

Con los puntajes finales obtenidos a partir del análisis multicriterio, se realizó un análisis estadístico descriptivo con el objetivo de identificar patrones en la distribución de las 26 especies evaluadas. Para ello, se utilizó un diagrama de caja (box plot), que permitió visualizar de manera sintética la mediana, los cuartiles, los valores extremos y los posibles valores atípicos (ver Figura 5).

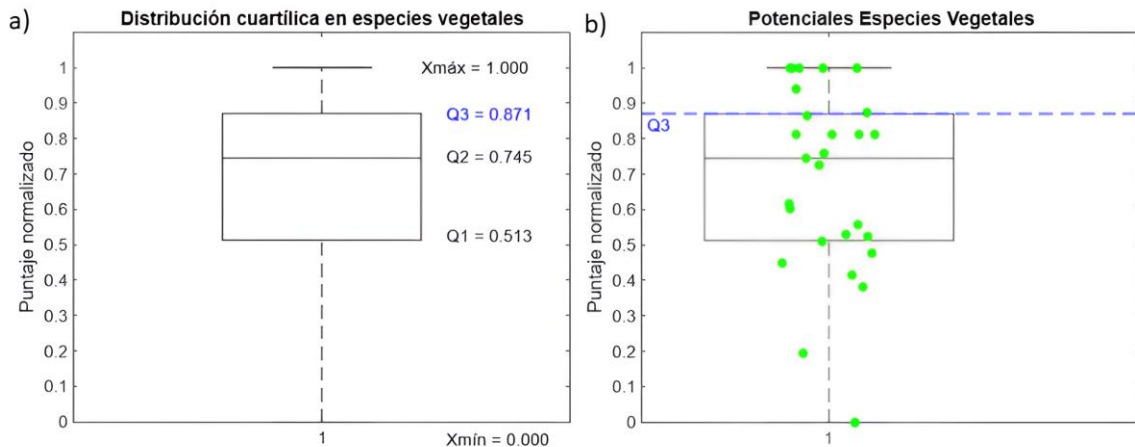


Figura 5. Análisis de distribución y selección de especies mediante diagrama de caja (boxplot).

(a) Distribución cuartílica de los puntajes normalizados de las 26 especies vegetales, en la cual se muestran el valor mínimo ($X_{mín}$), el primer cuartil ($Q1$), la mediana ($Q2$), el tercer cuartil ($Q3$) y el valor máximo ($X_{máx}$). Este panel permite visualizar la dispersión y rango intercuartílico de los datos. (b) Boxplot con puntos individuales de las 27 especies, donde cada punto de color verde representa el puntaje de una especie. La línea discontinua horizontal indica el umbral del tercer cuartil ($Q3$), y las especies con puntajes iguales o superiores a $Q3$ fueron seleccionadas como las de mayor potencial fitoestabilizador.

5.2. Enmiendas orgánicas y minerales con alto potencial de fitoestabilización para el pasivo ambiental minero de Mesapata

La razón de consistencia (CR) permitió comprobar que los juicios emitidos por los expertos fueron coherentes, obteniéndose un valor de $CR = 0,068$, el cual se encuentra dentro del umbral aceptable establecido por el método del Proceso de Jerarquía Analítica ($CR < 0,10$). En consecuencia, los pesos obtenidos fueron considerados consistentes y válidos para su aplicación en el análisis multicriterio. Como resultado del análisis AHP, se determinó la importancia relativa de los criterios asociados a la selección de enmiendas, siendo el alto contenido de carbono orgánico el criterio con mayor peso (0,56), seguido del pH neutro (0,26). En menor proporción, se ubicaron la capacidad para inmovilizar metales pesados (0,12) y la alta capacidad de intercambio catiónico (0,06). La suma de los pesos asignados fue igual a 1, cumpliendo con los principios metodológicos del AHP. Con los pesos de los criterios debidamente definidos y validados, el modelo AHP fue aplicado al conjunto de enmiendas

previamente identificadas, permitiendo su evaluación comparativa y la priorización de aquellas con mayor potencial para mejorar las condiciones del suelo y favorecer los procesos de fitoestabilización en relaves mineros. Se analizaron nueve tipos de enmiendas, tanto orgánicas como minerales, con potencial para su aplicación en la fitoestabilización de suelos contaminados con metales pesados (ver Tabla 10). Las enmiendas evaluadas fueron: turba, compost de estiércol de vaca, cáscara de huevo, carbonato de calcio, vermicompost, lodos de planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR), biocarbón derivado de bagazo de caña de azúcar, compost de residuos sólidos urbanos y estiércol de vaca.

Cada una de estas enmiendas fue evaluada en función de criterios técnicos clave, entre ellos: alto contenido de carbono orgánico, capacidad de mantener un pH cercano a la neutralidad, efectividad en la inmovilización de metales pesados (Fe, Al, Pb y As), y elevada capacidad de intercambio catiónico (CIC). La aplicación del análisis multicriterio permitió identificar las enmiendas más viables para la fitoestabilización del sitio de estudio, priorizando aquellas que obtuvieron los puntajes más altos en función de los atributos evaluados.

Tabla 10. Resultados del análisis multicriterio para la selección de enmiendas potencial fitoestabilizador. A continuación, se presentan los valores normalizados de cada una de las 9 enmiendas (orgánicas y minerales), obtenidos a partir de información recopilada en fuentes bibliográficas especializadas. La puntuación final de cada especie corresponde a la suma del producto entre cada valor normalizado y su peso respectivo.

Criterios establecidos para seleccionar a la enmienda más adecuada para fitorremediación del pasivo ambiental minero de Mesapata

Criterios de evaluación	Alto contenido de carbono orgánico		pH neutro		Capacidad para inmovilizar metales pesados (Fe, Al, Pb, As)		Alta capacidad de intercambio catiónico		Valor total
	Pesos otorgados a cada criterio de evaluación								
Peso del criterio	0,56		0,26		0,12		0,06		
Enmiendas	Valor	Valor subtotal	Valor	Valor subtotal	Valor	Valor subtotal	Valor	Valor subtotal	
Turba	1,00	0,56	1,00	0,26	0,5	0,06	0,50	0,03	0,910
Compost de estiércol de vaca	1,00	0,56	1,00	0,26	0,25	0,03	1,00	0,06	0,910
Cáscara de huevo	0	0	0	0	0,25	0,03	0,50	0,03	0,060
Carbonato de calcio	0	0	1,00	0,26	0,25	0,03	0,50	0,03	0,320
Vermicompost	1,00	0,56	1,00	0,26	0,50	0,06	0	0	0,880
Lodos de PTAR	1,00	0,56	1,00	0,26	0,50	0,06	1,00	0,06	0,940
Biocarbon	1,00	0,56	1,00	0,26	0,25	0,03	1,00	0,06	0,910
Compost de residuos sólidos urbanos	1,00	0,56	1,00	0,26	0,50	0,06	1,00	0,06	0,940
Estiércol de vaca	0,50	0,28	1,00	0,26	0,75	0,09	1,00	0,06	0,690

Con los puntajes finales obtenidos a partir del análisis multicriterio, se realizó un análisis estadístico descriptivo con el objetivo de identificar patrones en la distribución de las 9 enmiendas evaluadas. Para ello, se utilizó un diagrama de caja (box plot), que permitió visualizar de manera sintética la mediana, los cuartiles, los valores extremos y los posibles valores atípicos (ver Figura 6).

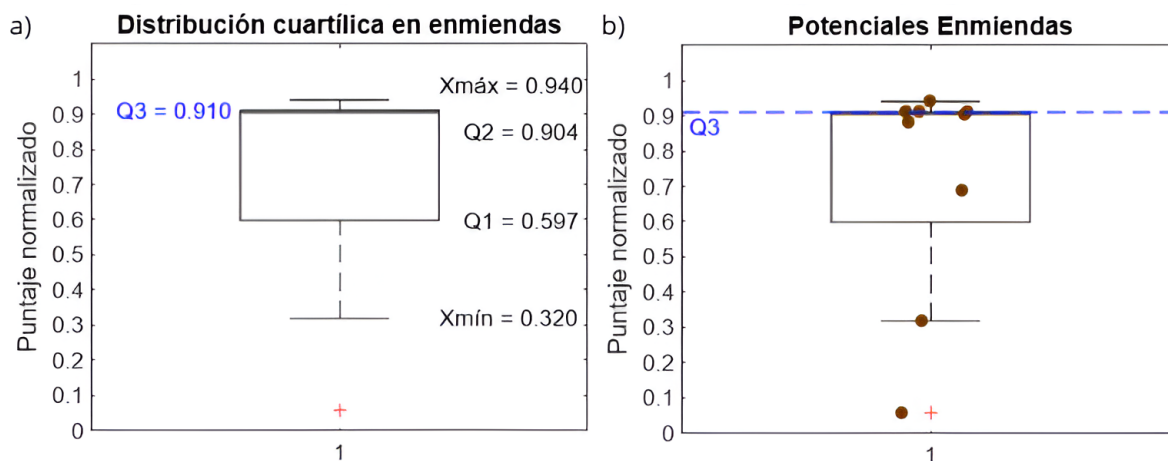


Figura 6. Análisis de distribución y selección de las enmiendas mediante diagrama de caja (boxplot).

(a) Distribución cuartílica de los puntajes normalizados de las 9 enmiendas, en la cual se muestran el valor mínimo ($X_{m\acute{i}n}$), el primer cuartil ($Q1$), la mediana ($Q2$), el tercer cuartil ($Q3$) y el valor máximo ($X_{m\acute{a}x}$). Este panel permite visualizar la dispersión y rango intercuartílico de los datos. (b) Boxplot con puntos individuales de las 9 enmiendas, donde cada punto de color marron representa el puntaje de una enmienda. La línea discontinua horizontal indica el umbral del tercer cuartil ($Q3$), y las especies con puntajes iguales o superiores a $Q3$ fueron seleccionadas como las de mayor potencial fitoestabilizador.

A partir de este análisis, se definió como grupo prioritario aquel conformado por las enmiendas ubicadas en el tercer cuartil o por encima de este ($Q3$), representando el 25 % superior del conjunto evaluado. Estas enmiendas conforman el grupo prioritario por su mayor potencial fitoestabilizador, determinado en función de los criterios previamente ponderados. En total, se seleccionaron a las siguientes enmiendas: Turba, compost de estiércol de vaca, biosólidos de una planta de tratamiento de aguas residuales, biocarbón del bagazo de caña de azúcar, estiércol de vaca y compost de residuos municipales.

5.3. Evaluación de las combinaciones de especies vegetales nativas y enmiendas

A partir del análisis multicriterio aplicado en esta investigación, se seleccionaron las seis especies vegetales con mayor puntaje, así como tres especies adicionales que, si bien se ubicaron por debajo del tercer cuartil, fueron incorporadas debido a que cuentan con validación

experimental demostrada en procesos de fitoestabilización. En particular, *Juncus arcticus* presentó capacidad fitoestabilizadora frente a los cuatro metales evaluados (Fe, As, Pb y Al), *Paranephelium ovatus* frente a tres, y *Werneria nubigena* frente a dos, lo que respalda su inclusión en la propuesta.

Paralelamente, se seleccionaron cinco tipos de enmiendas orgánicas y minerales que superaron el tercer cuartil en el análisis multicriterio, reflejando su alta idoneidad para su aplicación en estrategias de remediación de suelos contaminados. Estas enmiendas fueron: turba, compost de estiércol de vaca, lodos de planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR), biocarbón y compost de residuos sólidos municipales. Con base en las nueve especies vegetales y las cinco enmiendas seleccionadas, se construyó una matriz de 45 combinaciones posibles (ver Tabla 12), las cuales fueron sometidas a un proceso de validación científica mediante una revisión sistemática de la literatura especializada, con el objetivo de identificar si estas asociaciones contaban con respaldo experimenta

Tabla 11. Matriz de combinaciones entre especies vegetales y enmiendas seleccionadas para la fitoestabilización del relave de Mesapata. El código de colores representa el nivel de respaldo científico disponible: verde para combinaciones con validación experimental directa, amarillo para combinaciones con validación indirecta a través de evidencia documentada en especies del mismo género, y blanco para aquellas combinaciones sin registros previos en la literatura científica consultada que sustenten su eficacia conjunta.

Especies vegetales/enmiendas	Turba	Compost de estiércol de vaca	Lodos de PTAR	Biochar	Compost de residuos sólidos urbanos
<i>Festuca dolichophylla</i>	(Chang Kee et al. 2018)		(Simon, 2005)	(Jean & Khasa, 2022)	(Wasilkowski, Nowak, Michajska, & Mrozik, 2019)
<i>Calamagrostis tarmensis</i>	(Chang Kee et al. 2018)			(Fow 2021)	
<i>Stipa Ichu</i>	(Chang Kee et al. 2018)				(Huaman Santa Cruz & Fernandez Fernandez, 2020)
<i>Pennisetum clandestinum</i>	(Chang Kee et al. 2018)	(Abarca 2024)	(Kacprzak et al., 2014)	(Kowitwiwat & Sampanpanis h, 2020)	
<i>Dactylis glomerata</i>		(Abarca 2024)	(Kacprzak et al., 2014)	(Radziemske et al., 2022)	(Visconti et al., 2020)
<i>Paspalum plandianum</i>					(Bhattacharya, Chakraborty & Banerjee, 2010)
<i>Juncus articus</i>	(Chang Kee et al. 2018)			(Zhang et al., 2013)	(Alarcón Salvador & Mashuan Bactacion, 2018)
<i>Paranephelius ovatus</i>				(Fow 2021)	
<i>Werneria nubigea</i>	(Chang Kee et al. 2018)			(Fow 2021)	

El análisis reveló que 12 combinaciones (26.7%, n=12) cuentan con validación experimental directa, es decir, existen estudios científicos que evaluaron explícitamente la interacción entre la especie vegetal y la enmienda correspondiente. Estas combinaciones están resaltadas en color verde en la Tabla 12. Asimismo, se identificaron 10 combinaciones (22.2%, n=10) con validación experimental indirecta, basadas en estudios realizados con especies del mismo género, lo que sugiere una posible similitud funcional y ecológica en contextos de fitoestabilización. Por último, 23 combinaciones (51.1%, n=23) no cuentan con evidencia experimental directa ni respaldo basado en especies filogenéticamente relacionadas, lo que

representa un potencial campo para futuras investigaciones, particularmente en ecosistemas altoandinos con características similares a las de Mesapata.

VI. DISCUSIÓN

En este estudio, a partir del análisis sistemático de la literatura científica, destaca que los suelos contaminados por relaves presentan condiciones severamente limitantes para el desarrollo vegetal. Entre las principales alteraciones se encuentran la ausencia de estructura edáfica, el desequilibrio de nutrientes, la baja capacidad de retención de agua, dificultades para el enraizamiento y la presencia de compuestos tóxicos persistentes (Puga et al., 2006). Sin embargo, a pesar de estas condiciones hostiles, se ha documentado que existen procesos de sucesión ecológica temprana en los que microorganismos como algas, bacterias y musgos inician la colonización del sustrato, contribuyendo a la acumulación de materia orgánica y favoreciendo posteriormente el establecimiento de especies pioneras (Barrera Cataño et al., 2010).

Sobre esta base, la presente investigación recopiló información sobre especies vegetales altoandinas pertenecientes a géneros como *Festuca*, *Calamagrostis*, *Stipa*, *Pennisetum*, *Dactylis*, *Juncus*, *Werneria* y *Paspalum*, reportadas por su presencia en ambientes degradados y su adaptabilidad a condiciones extremas. Estas especies han sido consideradas en diversos estudios nacionales por su capacidad para establecerse en suelos contaminados, su hábito perenne y su potencial para participar en procesos de fitorremediación; sin embargo, se dispone de una limitada cantidad de estudios que aborden el uso de especies vegetales altoandinas en ensayos a mediano y largo plazo orientados a la remediación de suelos contaminados por pasivos ambientales mineros.

Un aspecto particularmente relevante identificado es la presencia de metales pesados en el sustrato que no siempre induce respuestas negativas en las plantas. Por el contrario, se han documentado casos en los que ciertas especies muestran mecanismos de tolerancia, exclusión o incluso de fitoextracción. La *Werneria nubigena*, perteneciente a la familia *Asteraceae*, ha sido reportada con factores de translocación (FT) de 1.42 para hierro y 1.11 para aluminio, mientras que *Baccharis buxifolia* presentó valores de 1.03 para hierro y 1.19 para arsénico (Fow, 2021; Franco, Gutiérrez y Lozano, 2018). Estos hallazgos sugieren que algunos géneros poseen una alta capacidad para absorber y movilizar metales hacia sus tejidos aéreos, lo cual

podría ser aprovechado en estrategias de fitoextracción, especialmente cuando se busca la remoción activa de contaminantes.

No obstante, en el contexto específico del relave minero de Mesapata, donde se han identificado elevadas concentraciones de aluminio, hierro, arsénico y plomo (Valentino, 2024), el objetivo de restauración se enfoca prioritariamente en la contención de los contaminantes y no en su extracción. En consecuencia, se optó por priorizar especies vegetales con comportamiento fitoestabilizador, es decir, capaces de inmovilizar los metales en la rizosfera, reduciendo así su biodisponibilidad y limitando su migración hacia la cadena trófica (Mariam et al., 2021).

Esta decisión se justifica por múltiples razones. En primer lugar, la fitoestabilización es una técnica pasiva que, si se implementa adecuadamente, puede minimizar la generación de drenaje ácido de mina, fenómeno que agrava la movilización de metales en ambientes mineros abandonados. En segundo lugar, al promover la retención de metales en la raíz, se evita su acumulación en los tejidos aéreos, lo que reduce el riesgo de transferencia a insectos, herbívoros u otros niveles tróficos. En tercer lugar, especies con hábito perenne y sistemas radiculares profundos no solo aseguran una cobertura vegetal estable, sino que también contribuyen a la mejora de la estructura del suelo y al restablecimiento de funciones ecológicas clave (Delgadillo-López et al., 2011).

En función de los criterios establecidos para la fitoestabilización, el presente estudio priorizó especies como *Festuca dolichophylla*, *Calamagrostis tarmensis*, *Stipa ichu*, *Pennisetum clandestinum*, *Dactylis glomerata* y *Paspalum bonplandianum*, todas ellas gramíneas perennes pertenecientes a la familia *Poaceae*, ampliamente distribuidas en ecosistemas altoandinos. Estas especies presentaron factores de translocación (TF) inferiores a 1 frente a los principales metales de interés, lo que indica una limitada capacidad para movilizar metales desde las raíces hacia la parte aérea, condición deseable en especies fitoestabilizadoras (Nañez, 2016; Dávila Mego & Walter Villegas, 2018; Chang Kee et al., 2018; Abarca, 2024). Además, el factor de bioconcentración radicular (BCF raíz) también resultó menor a 1 (ver Anexo 2), lo cual clasifica a estas gramíneas como excluyentes radiculares, es decir, plantas que restringen activamente la entrada y acumulación de metales pesados en sus tejidos, favoreciendo su retención en la rizosfera.

Desde el punto de vista fisiológico y celular, las gramíneas que actúan como especies excluyentes o acumuladoras en la raíz presentan una serie de estrategias que les permiten tolerar

y detoxificar metales pesados sin translocarlos en exceso hacia la parte aérea. Estos mecanismos incluyen: (i) la restricción del movimiento de metales hacia la raíz mediante asociaciones micorrízicas; (ii) la inmovilización en la pared celular o la quelación por exudados radiculares; (iii) la reducción del influjo a través de la membrana plasmática; (iv) el eflujo activo de metales hacia el apoplasto; (v) la quelación intracelular mediante fitoquelatinas (PC), metalotioneínas (MT), aminoácidos y ácidos orgánicos; (vi) el transporte del complejo metal-PC hacia la vacuola; (vii) el almacenamiento de metales no quelados dentro de vacuolas; y (viii) el equilibrio redox mediado por enzimas antioxidantes (Hall, 2002).

En el caso específico de las gramíneas excluyentes seleccionadas en este estudio, los mecanismos más representativos que explican su comportamiento se relacionan principalmente con estrategias de barrera externa y compartimentación radicular, tales como: (i) la simbiosis micorrízica que limita la absorción; (ii) la fijación en la pared celular y los exudados radiculares; (iii) la restricción del influjo mediante transporte selectivo a través de la membrana plasmática; (iv) el bombeo activo de metales hacia la rizosfera mediante eflujo; y (vii) el secuestro de metales en vacuolas de las células radiculares (Rabêlo et al., 2021).

La tolerancia a los metales pesados, por tanto, no debe entenderse como un rasgo fisiológico aislado, sino como un síndrome de adaptaciones complejas a nivel celular y bioquímico, cuya función principal es evitar que estos elementos se acumulen en concentraciones tóxicas dentro de los compartimentos sensibles de la célula (Baker, 1981; Hall, 2002). Estas adaptaciones incluyen, en el plano extracelular, la inmovilización de metales por asociaciones micorrízicas, la retención en las paredes celulares y la formación de complejos por exudados radiculares; a nivel de membrana plasmática, la planta puede limitar la absorción o activar el eflujo de metales que han ingresado al citosol; y en el interior celular, se despliegan mecanismos de reparación de proteínas por estrés oxidativo, la quelación de metales por compuestos orgánicos, y la compartimentación de estos elementos en vacuolas (Hall, 2002; Kushwaha et al., 2016). Las paredes celulares cumplen un papel adicional como barrera bioquímica pasiva, ya que presentan grupos funcionales capaces de unirse a cationes metálicos divalentes y trivalentes, disminuyendo así su disponibilidad intracelular (Krzyszowska, 2011). A su vez, la membrana plasmática permite el control del balance interno mediante el eflujo de metales, comportamiento característico de especies no acumuladoras que direccionan los metales nuevamente al suelo, en contraste con las acumuladoras que promueven su translocación hacia los brotes (Lin & Aarts, 2012).

Por otra parte, los exudados radiculares también juegan un rol crucial en la regulación de la biodisponibilidad de metales, ya que modifican el pH del entorno y generan complejos metal-orgánicos que limitan su absorción (Chen et al., 2017). En conjunto, estos mecanismos confieren a las gramíneas priorizadas un alto potencial para su aplicación en estrategias de fitoestabilización, al inmovilizar los contaminantes en la zona radicular y minimizar su dispersión hacia el ecosistema circundante.

En función de estos criterios, el presente estudio priorizó especies como *Festuca dolichophylla*, *Calamagrostis tarmensis*, *Stipa ichu*, *Pennisetum clandestinum*, *Dactylis glomerata* y *Paspalum bonplandianum*, todas perennes y con factores de translocación inferiores a 1 frente a los principales metales de interés (Abarca, 2024; Chang Kee et al., 2018; Dávila Mego & Walter Villegas, 2018; Nañez, 2016). Esta característica evidencia su potencial para estabilizar metales pesados en el sistema radicular y mantenerlos fuera del alcance de procesos erosivos, lixiviación o incorporación biológica. En conjunto, estas evidencias respaldan la elección de la fitoestabilización como estrategia central en esta propuesta, no solo por su viabilidad ecológica y operativa, sino también porque se alinea con el objetivo de generar un ecosistema funcional, resiliente y autosostenible a largo plazo sobre un pasivo minero de alta complejidad química como el de Mesapata.

Asimismo, las condiciones extremas de los suelos contaminados, dificultan la supervivencia de las plantas (Brown et al., 2005). Por ende, es necesario complementar con la adición de enmiendas orgánicas o minerales que permitan acelerar el fortalecimiento de la estructura edáfica y promover la actividad biológica en los relaves (Li & Huang, 2015). Por ello se identificó y evaluó a nueve enmiendas, de los cuales se determinó aquellas ubicadas en el tercer cuartil o superior. Esta selección se basó en criterios técnicos clave: alto contenido de carbono orgánico, capacidad para mantener un pH cercano a la neutralidad, efectividad en la inmovilización de metales pesados (hierro, aluminio, plomo y arsénico), y elevada capacidad de intercambio catiónico (CIC). Las enmiendas que cumplieron con estos requisitos fueron: turba, compost de estiércol de vaca, biosólidos de plantas de tratamiento de aguas residuales, biocarbón de bagazo de caña de azúcar, estiércol de vaca y compost de residuos municipales. Entre las enmiendas con alto puntaje destacan las enmiendas orgánicas, debido a que están compuestas por carbono orgánico, el criterio con mayor peso en la selección de enmiendas.

Con relación a la turba, Tian et al. (2012) han determinado que la concentración de carbono orgánico es igual a 532,4 g/kg. Después de 60 días de la adición del 1% de turba a un suelo

contaminado con relave minero, el pH alcanzó un valor de 7.90. Con esta misma proporción de adición, la fracción soluble (biodisponible) de plomo (Pb) y arsénico (As) se redujo en un 44.4% y 18.5%, respectivamente (Liu et al., 2022); sin embargo, la extracción de la turba genera controversias por razones ambientales debido a su contribución en la emisión de gases de efecto invernadero e impactos negativos a la biodiversidad (Airaksinen & Albrecht, 2019). Por otro lado, la concentración de carbono orgánico total en el compost de estiércol de ganado vacuno es de 308.7 g/kg y presenta un pH igual a 8.02 (Jayasinghe et al., 2010). Luego de 841 días de la aplicación de 42 Mg/ha de este compost en un relave minero, el pH fue de 7.9. Asimismo, con una tasa de aplicación de 269 Mg/ha, la capacidad de intercambio catiónico (CIC) aumentó a 62 cmolC/kg (Baker et al., 2011).

En el caso de los lodos provenientes de una planta de tratamiento de aguas residuales, Ciarkowska et al. (2017) determinaron que la concentración de carbono orgánico igual a 354.9 g/kg. Según Forsberg & Ledin (2006), después del tratamiento de una muestra de relave minero con lodos de la planta de tratamiento de aguas de Henriksdal, en Estocolmo; la fracción biodisponible e intercambiable, extraída con nitrato de amonio ($\text{NH}_4\text{-NO}_3$) del As se redujo en un 57%. Cabe resaltar que presenta una CIC de 41.3 cmolC/kg. Luego de un periodo de 6 años de tratamiento con biosólidos en un suelo contaminado con relaves mineros, el pH alcanzó un valor de 7.5 y la concentración de Pb se redujo en todos los tratamientos en comparación con el control (Placek et al., 2016).

Respecto al biocarbón, Nie et al. (2018) reportaron un contenido de carbono orgánico de 532.0 g/kg. Asimismo, después de la aplicación de 1.5, 2.25 y 3.0 t/ha de biocarbón, la suma de las fracciones intercambiables y unidas a carbonatos de Pb disminuyó del 21.0% (73.5 mg/kg) al 15.7% (54.9 mg/kg), del 14.1% (48.7 mg/kg) a 12.6% (43.9 mg/kg), respectivamente. Mientras que, otro estudio determinó que este tipo de biocarbón presenta una CIC de 69.6 cmolC/kg (Abdelhafez et al., 2014). Aunque, su composición y capacidad de remediación dependen de la materia prima y la temperatura de pirólisis (Sanchez-Monedero et al., 2018). Por otro lado, destaca el compost de residuos sólidos urbanos que contiene una concentración de carbono orgánico total de 250 g/kg (Asemaninejad et al., 2021) y una CIC de 780 cmolC/dm³ (Zago et al., 2019). Después del tratamiento con esta enmienda, el pH del suelo alcanzó un valor de 7.29. Asimismo, la presente enmienda tiene la capacidad de reducir las concentraciones de Fe, Pb y As en un 11.96%, 9.12% y 28.6%, respectivamente (Özbaş & Çatalbaş, 2019).

Asimismo, como parte del análisis correspondiente al primer objetivo, se identificó que las

especies vegetales *Calamagrostis*, *Juncus*, *Pennisetum*, *Stipa*, *Festuca* y *Werneria* mostraron un comportamiento asociado a la fitoestabilización en ambientes contaminados por relaves mineros. Estas especies se caracterizaron por evitar la translocación de metales pesados como hierro (Fe), aluminio (Al), plomo (Pb) y arsénico (As) hacia las partes aéreas, manteniéndolos principalmente en la raíz. Este comportamiento fue determinante para su selección inicial como especies con alto potencial para procesos de fitoestabilización, especialmente en condiciones sin intervención con enmiendas. No obstante, la literatura revisada subraya de manera consistente la relevancia del uso de enmiendas para favorecer el asentamiento y desarrollo de las especies vegetales (Brown et al., 2005; Li & Huang, 2015). En este sentido, resulta fundamental considerar las interacciones específicas entre las plantas y los mejoradores de suelo en la planificación de estrategias de fitoestabilización asistida. Por ejemplo, según Chang Kee et al. (2018), la turba fue considerada como enmienda por su capacidad para modificar la respuesta de las especies vegetales frente a la presencia de metales pesados. En el tratamiento con turba contaminada, el plomo fue hiperacumulado por *Calamagrostis*, *Juncus*, *Pennisetum* y *Stipa*, con un promedio de hasta 100 veces más en partes aéreas en comparación con el grupo control.

A partir de estos hallazgos, se hizo necesario evaluar las combinaciones entre especies vegetales y enmiendas, con el fin de comprender cómo varía el comportamiento de acumulación de metales cuando ambas se integran. En esta línea, el estudio de Abarca (2024) evidenció que el uso de compost de estiércol de vaca, en combinación con *Pennisetum clandestinum* y *Dactylis glomerata*, permitió mantener la capacidad fitoestabilizadora de estas especies frente a metales como plomo (Pb), arsénico (As), aluminio (Al) y hierro (Fe). A diferencia de lo observado con la turba, donde se registró una mayor translocación de plomo hacia las partes aéreas, esta enmienda orgánica favoreció la retención de los metales en las raíces y en el suelo, sin comprometer la estabilidad del sistema vegetal. Asimismo, *Dactylis glomerata* y *Pennisetum clandestinum* presentaron un proceso de adaptación progresivo frente a las condiciones del relave. En particular, *Dactylis glomerata*, en asociación con *Lolium perenne*, mostró un crecimiento sostenido a lo largo del tiempo, aumentando su cobertura del 40 % al 58 %, lo cual refleja su resiliencia y capacidad de estabilizar suelos contaminados gracias a su desarrollo radicular y su tolerancia a metales pesados. Por su parte, *Pennisetum clandestinum*, a pesar de iniciar con un vigor bajo, logró una recuperación significativa en el segundo año, alcanzando un 68 % de cobertura. Este comportamiento se relaciona con su estrategia de propagación por rizomas, que le permitió consolidarse en suelos compactos y de

baja fertilidad, contribuyendo eficazmente a la inmovilización de metales como el plomo y el zinc.

Del mismo modo, se resalta que prácticas complementarias como el encalado, en conjunto con la aplicación de compost de lodos de depuradora municipal a una dosis de 0,5 % (m/m), han demostrado mejorar la estabilidad del pH en sustratos ácidos y favorecer la retención del plomo (Pb) en la rizosfera. A partir del uso de *Festuca rubra*, se evidenció que los metales tienden a acumularse en las raíces, lo cual reduce su movilidad y su incorporación a la cadena trófica. Este hallazgo resulta especialmente relevante si se considera que *Festuca dolichophylla*, especie seleccionada en el presente estudio, pertenece al mismo grupo filogenético que *Festuca rubra*, lo cual permite inferir un comportamiento fisiológico similar. Por ello, se puede afirmar que el uso combinado de encalado, enmienda orgánica y crecimiento de festucas representa una estrategia eficaz para la inmovilización del plomo en residuos mineros ácidos, contribuyendo a la reducción del riesgo ecológico y fortaleciendo la efectividad de la fitoestabilización asistida (Simon, 2005). De forma complementaria, estudios previos han documentado que gramíneas como *Dactylis glomerata*, cultivadas en presencia de lodos de depuradora, mostraron una producción significativamente mayor de biomasa en comparación con los controles. Esta mejora en el crecimiento vegetal se acompañó de una reducción notable en la absorción de metales por parte de la planta, atribuida a la disminución de su biodisponibilidad debido a los procesos de estabilización inducidos por la enmienda orgánica. Asimismo, se observó que la aplicación de lodos permitió reducir las concentraciones de metales en el suelo hasta una profundidad de 25 cm, en contraste con los suelos no tratados, donde las concentraciones en solución resultaron considerablemente más elevadas (Kacprzak et al., 2014).

Por otra parte, la inmovilización de metales pesados como el plomo se explica principalmente por mecanismos de adsorción, los cuales dependen del aumento de la carga superficial del sustrato y de la presencia de compuestos con alta afinidad por los metales (Park et al., 2011). En este contexto, se ha sugerido que la presencia de fosfatos en los lodos de depuradora desempeña un papel clave en la mejora de la adsorción de plomo, favoreciendo su retención en el suelo. No obstante, algunos estudios advierten que ciertas enmiendas orgánicas podrían incrementar las pérdidas de metales por lixiviación, debido a la formación de complejos solubles que facilitan su movilidad (Jackson et al., 1999; McBride, 2003). Esta dualidad destaca la necesidad de seleccionar cuidadosamente el tipo de enmienda a emplear, evaluando su

comportamiento específico frente a la dinámica de metales en el perfil edáfico.

En relación con otras enmiendas, Jean y Khasa (2022) demostraron que *Festuca rubra* incrementa significativamente su tasa de germinación y biomasa aérea y radicular cuando se aplica biocarbón al 15 % (v/v), en comparación con suelos sin enmiendas. Este mejorador no solo favoreció el crecimiento vegetal, sino que también disminuyó la biodisponibilidad de metales pesados. En línea con ello, Radziemska et al. (2022) reportaron una disminución del 19 % en la concentración total de Pb y una reducción del 37,5 % en su fracción extraíble (CaCl₂) tras la aplicación de 3 % de biocarbón, confirmando su rol en la inmovilización de metales. Además, se observó que *Dactylis glomerata* acumuló Pb principalmente en las raíces (35 veces más que en sus partes aéreas), reafirmando su utilidad en contextos de fitoestabilización asistida. De igual manera, Kowitwiwat y Sampanpanish (2020) evidenciaron que *Pennisetum purpureum*, cultivado en relaves mineros, alcanzó su mayor biomasa (24,06 ± 0,40 g) con la aplicación de biocarbón al 3 % (p/p), mientras que a una dosis del 5 % se obtuvo una reducción significativa en la acumulación de As en raíces y partes aéreas, con eficiencias de inmovilización de hasta el 63,9 % y 78,6 %, respectivamente. Estos resultados no solo destacan la eficacia del biocarbón como enmienda, sino también la versatilidad de ciertas especies gramíneas para responder favorablemente bajo condiciones asistidas.

En esta misma perspectiva, Fow (2024) exploró el potencial fitorremediador de *Paranephelius ovatus* y *Werneria nubigena* en suelos contaminados con metales pesados, aplicando dosis de 0 %, 1 % y 3 % de biocarbón durante un periodo de tres meses y tres semanas. *P. ovatus* actuó como fitoextractora de Fe en todos los tratamientos y mostró capacidad fitoestabilizadora para Al con la dosis del 1 %. *W. nubigena*, por su parte, también se comportó como fitoextractora de Fe, pero estabilizó el Al en todos los escenarios. Adicionalmente, esta última especie fue abordada por Chang Kee et al. (2018), quien, al combinarla con turba, reportó un factor de translocación de 1,17 para Pb, clasificándola como fitoextractora de este metal. Estos hallazgos sugieren que *Werneria* puede modificar su comportamiento según el tipo de enmienda aplicada, lo que evidencia la necesidad de estudiar la respuesta específica de cada combinación planta-sustrato para determinar su funcionalidad dentro de un ecosistema contaminado.

Bajo esta misma lógica, Wasilkowski, Nowak, Michalska y Mrozik (2019) evidenciaron que el uso de compost de residuos sólidos urbanos en suelos contaminados incrementó significativamente la biomasa vegetal y redujo la biodisponibilidad del plomo (Pb), al concentrarse principalmente en las raíces. Estos resultados respaldan el empleo de *Festuca*

arundinacea en combinación con enmiendas orgánicas para procesos de fitoestabilización. Dado su estrecho parentesco filogenético, se infiere que *Festuca dolichophylla*, especie considerada en el presente estudio, podría presentar un comportamiento similar en la inmovilización del Pb en suelos enmendados, fortaleciendo su potencial como especie funcional dentro de estrategias de remediación asistida. Huamán Santa Cruz y Fernández Fernández (2020) observaron que, en el caso de la *Stipa ichu* cultivado con compost, la cantidad de enmienda orgánica aplicada no tuvo un impacto significativo en su desarrollo, lo que sugiere una respuesta independiente de la dosis. No obstante, investigaciones como la de Tapia et al. (2019) indican que el éxito del manejo de relaves mineros mediante fitoestabilización depende de una combinación adecuada entre sustancias húmicas y enmiendas orgánicas. En concordancia con esta postura, Tapia et al. (2020) resaltan el papel positivo de las enmiendas orgánicas como agentes facilitadores en procesos de fitorremediación, planteamiento que también había sido establecido por Tapia et al. (2017). Estos antecedentes destacan la necesidad de una selección cuidadosa tanto de la especie vegetal como de las características de la enmienda para lograr resultados efectivos en la recuperación de suelos degradados por la minería. Además, Visconti et al. (2020) destacan que la aplicación de compost tuvo efectos positivos en la actividad microbiana del suelo, favoreciendo la descomposición de la materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes, lo que a su vez estimuló el crecimiento vegetal. En ese contexto, *Dactylis glomerata* mostró una alta tolerancia a la contaminación por elementos traza potencialmente tóxicos y un buen desarrollo en suelos tratados con compost. Por tanto, los autores proponen a esta especie como una opción viable para procesos de fitoestabilización en suelos contaminados, en combinación con enmiendas orgánicas como el biocarbón o, especialmente, el compost.

VII. CONCLUSIONES

Se determinaron seis especies de gramíneas perennes con alto potencial fitoestabilizador, todas pertenecientes a la familia Poaceae, seleccionadas por su adaptabilidad a ambientes degradados y su capacidad para inmovilizar metales: *Festuca dolichophylla*, *Calamagrostis tarmensis*, *Stipa ichu*, *Pennisetum clandestinum*, *Dactylis glomerata* y *Paspalum bonplandianum*, las cuales presentaron FT y BCR menores a 1, lo que indica un comportamiento excluyente de metales hacia las partes aéreas y una eficacia destacada en su retención en la rizosfera mediante mecanismos fisiológicos como la exclusión y la compartimentación vacuolar, por lo que estas gramíneas, constituyen una base para el diseño de estrategias de fitoestabilización asistida en

el relave minero de Mesapata, contribuyendo a la inmovilización de metales, la reducción del riesgo ecológico y la iniciación de la recuperación ambiental del sitio.

Las condiciones edáficas extremas de los relaves mineros limitan el establecimiento vegetal. Por ello, la adición de enmiendas orgánicas y minerales es necesaria para mejorar estas condiciones, fortalecer la estructura del sustrato y promover la actividad biológica. Mediante una evaluación sistemática, se identificaron y seleccionaron enmiendas (turba, compost de estiércol de vaca, lodos de PTAR, biocarbón de bagazo de caña de azúcar, y compost de residuos municipales) en base a su alto contenido de carbono orgánico, capacidad de mantener un pH cercano a la neutralidad, efectividad en la inmovilización de metales pesados y elevada capacidad de intercambio catiónico. Las enmiendas seleccionadas poseen las características técnicas requeridas para transformar los relaves en un sustrato más propicio para la fitoestabilización, reduciendo la biodisponibilidad de los contaminantes y facilitando el crecimiento de las especies vegetales.

La respuesta fitoestabilizadora de las especies vegetales es modulada por la interacción específica con el tipo de enmienda utilizada, siendo crucial seleccionar aquellas como compost, biosólidos o biocarbón que potencien la retención de metales en la rizosfera y el crecimiento vegetal, evitando enmiendas que puedan inducir la translocación de metales hacia las partes aéreas como es el caso de la turba.

VIII. RECOMENDACIONES

Se recomienda llevar a cabo ensayos controlados *in situ*, caso contrario utilizando el material del relave de Mesapata, para evaluar directamente la eficiencia de las combinaciones de especies vegetales y enmiendas seleccionadas en la inmovilización simultánea de hierro, aluminio, plomo y arsénico. Dichos ensayos deberían permitir cuantificar la acumulación de estos metales en las partes aéreas y radicales, y su biodisponibilidad en el sustrato. Esta recomendación cobra especial relevancia considerando como una limitación del presente estudio la escasa disponibilidad de investigaciones de remediación de relaves mineros con evaluaciones a largo plazo, lo que dificulta comprender la estabilidad y sostenibilidad de los procesos de inmovilización en el tiempo.

En futuros estudios, se podría realizar la medición de parámetros indicadores del potencial formación de drenaje ácido de mina, como el pH del lixiviado y la concentración de metales,

en tratamientos con las combinaciones planta-enmienda priorizadas sobre el relave, para corroborar su contribución a la reducción del riesgo ambiental a largo plazo.

Se recomienda desarrollar investigaciones experimentales específicas orientadas a evaluar las combinaciones de especies vegetales y enmiendas que no cuentan con evidencia experimental directa ni respaldo bibliográfico, identificadas en el presente estudio. La generación de evidencia científica para estas combinaciones contribuirá a ampliar el conocimiento disponible y a fortalecer la base técnica para el diseño de estrategias de remediación enfocadas al contexto de Mesapata.

IX. REFERENCIAS

- Abarca, K. (2024). Eficiencia de la fitoestabilización sucesional para la inmovilización de metales en la presa de relave de Mesapata, Recuay – Áncash, 2023 [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo]. Repositorio institucional UNASAM. <http://hdl.handle.net/20.500.14593/6753>
- Abdelhafez, A. A., Li, J., & Abbas, M. H. H. (2014). Feasibility of biochar manufactured from organic wastes on the stabilization of heavy metals in a metal smelter contaminated soil. *Chemosphere*, 117, 66-71. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.05.086>
- Aduvire, O. (2006). Drenaje ácido de mina generación y tratamiento.
- Ahmed Sarfaraz, Sajid Sumbal, Yu Qin, Yahya Faqir, Obey Kudakwashe Zveushe, Lei Zhou, Wei Zhang, Jin Li, Zhenzhen Lv, Ying Han, Faqin Dong. (2025). Bioaugmentation-assisted phytoremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soils. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.115895>
- Airaksinen, J., & Albrecht, E. (2019). Arguments and their effects – A case study on drafting the legislation on the environmental impacts of peat extraction in Finland. *Journal of Cleaner Production*, 226, 1004-1012. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.161>
- Alarcón Salvador, W. K., & Mashuán Bactación, A. D. C. (2018). Evaluación de Juncus Arcticus e incorporación de enmienda orgánica para la remediación de suelos contaminados con metales pesados de Huamachuco [Tesis de pregrado, Universidad César Vallejo]. Repositorio Institucional UCV. <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/36913>
- Asemaninejad, A., Langley, S., Mackinnon, T., Spiers, G., Beckett, P., Mykytczuk, N., & Basiliko, N. (2021). Blended municipal compost and biosolids materials for mine reclamation: Long-term field studies to explore metal mobility, soil fertility and microbial communities. *Science of The Total Environment*, 760, 143393. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143393>
- Bailetti Frayssinet, G. (2009). Nuevas soluciones a viejos problemas. Análisis sobre la reciente modificación al régimen legal de pasivos ambientales mineros en el Perú. *Revista De Derecho Administrativo*, (8), 109-118. Recuperado a partir de <https://revistas.pucp.edu.pe/index.php/derechoadministrativo/article/view/13988>
- Bhattacharya, T., Chakraborty, S., & Banerjee, D. K. (2010). Heavy metal uptake and its effect on macronutrients, chlorophyll, protein, and peroxidase activity of Paspalum distichum grown on sludge-dosed soils. *Environmental Monitoring and Assessment*, 169, 15–26. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1146-8>
- Baker, A. (1981). Accumulators and Excluders - Strategies in the Response of Plants to Heavy Metals. *Journal of Plant Nutrition*, 3(1–4), 643–654. <https://doi.org/10.1080/01904168109362867>

Baker, A., & Brooks, R. (1989). Terrestrial Higher Plants Which Hyperaccumulate Metallic Elements, A Review of Their Distribution, E. https://www.researchgate.net/publication/247713966_Terrestrial_Higher_Plants_Which_Hyperaccumulate_Metallic_Elements_A_Review_of_Their_Distribution_E

Baker, L. R., White, P. M., & Pierzynski, G. M. (2011). Changes in microbial properties after manure, lime, and bentonite application to a heavy metal-contaminated mine waste. *Applied Soil Ecology*, 48(1), 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.02.007>

Bakshe, P., & Jugade, R. (2023). Phytostabilization and rhizofiltration of toxic heavy metals by heavy metal accumulator plants for sustainable management of contaminated industrial sites: A comprehensive review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 10, 100293. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100293>

Barrera Cataño, J. I., Contreras Rodríguez, S. M., Garzón Yepes, N. V., & Moreno Cárdenas, A. C. (2010). *Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital*. Pontificia Universidad Javeriana, Escuela de Restauración Ecológica; Secretaría Distrital de Ambiente.

Brown, S., Sprenger, M., Maxemchuk, A., & Compton, H. (2005). Ecosystem function in alluvial tailings after biosolids and lime addition. *Journal of Environmental Quality*, 34(1), 139-148.

Cao, X., Cui, X., Xie, M., Zhao, R., Xu, L., Ni, S., & Cui, Z. (2022). Amendments and bioaugmentation enhanced phytoremediation and micro-ecology for PAHs and heavy metals co-contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 426, 128096. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128096>

Ciarkowska, K., Hanus-Fajerska, E., Gambuś, F., Muszyńska, E., & Czech, T. (2017). Phytostabilization of Zn-Pb ore flotation tailings with *Dianthus carthusianorum* and *Biscutella laevigata* after amending with mineral fertilizers or sewage sludge. *Journal of Environmental Management*, 189, 75-83. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.028>

Chappuis, M. (2019). Remediación y activación de pasivos ambientales mineros (PAM) en el Perú.

Chang Kee, J., Gonzales, M.J., Ponce, O. *et al.* Accumulation of heavy metals in native Andean plants: potential tools for soil phytoremediation in Ancash (Peru). *Environ Sci Pollut Res* 25, 33957–33966 (2018). <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3325-z>

Chen, X., Li, M., Liang, Z., Chen, C., Chao, Y., Qiu, R., & Wang, S. (2022). An AHP-based evaluation system applied for phytoremediation method selection in heavy metal contaminated farmland. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 7, 100138. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100138>

Contraloría General de la República. (2024). Sistema de Información de Obras Públicas.

Carpenter JR, Smuk M. Missing data: A statistical framework for practice. *Biom J.* 2021 Jun;63(5):915-947. doi: 10.1002/bimj.202000196. Epub 2021 Feb 24. PMID: 33624862; PMCID: PMC7615108.

Delgadillo-López, Angélica Evelin, González-Ramírez, César Abelardo, Prieto-García, Francisco, Villagómez-Ibarra, José Roberto, & Acevedo-Sandoval, Otilio. (2011). Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and subtropical agroecosystems*, 14(2), 597-612. Recuperado en 19 de junio de 2025, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-04622011000200002&lng=es&tlng=es.

Dirección de Cambio Climático del Ministerio de Ambiente y Energía. (2021). *Guía para la priorización de medidas de adaptación al cambio climático utilizando el método de análisis multicriterio*.

Dweiri, F., Kumar, S., Khan, S. A., & Jain, V. (2016). Designing an integrated AHP based decision support system for supplier selection in automotive industry. *Expert Systems with Applications*, 62, 273-283. <https://doi.org/10.1016/j.eswa.2016.06.030>

Ernst, W. H. O. (2005). Phytoextraction of mine wastes – Options and impossibilities. *Geochemistry*, 65(Suppl. 1), 29–42. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2005.06.001>

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>

Forsberg, L. S., & Ledin, S. (2006). Effects of sewage sludge on pH and plant availability of metals in oxidising sulphide mine tailings. *Science of The Total Environment*, 358(1-3), 21-35. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.05.038>

Fow, A. (2021). Evaluación de la capacidad fitorremediadora de tres especies vegetales altoandinas asistidas con biochar en suelos contaminados por drenaje ácido de roca en la microcuenca Quillcayhuanca, Áncash [Tesis de licenciatura, Nombre de la institución]

Fulke, A. B., Ratanpal, S., & Sonker, S. (2024). Understanding heavy metal toxicity: Implications on human health, marine ecosystems and bioremediation strategies. *Marine Pollution Bulletin*, 206, 116707. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116707>

Fundación Chile. (2019). Manual de tecnologías de remediación de sitios contaminados. https://fch.cl/wp-content/uploads/2019/10/manual-de-tecnologias-de-remediacion-de-sitios-contaminados_baja-1.pdf

García-Ávila, F., Encalada-Alvear, T., Alvarez-Altamirano, L., Avilés-Añazco, A., Valdiviezo-Gonzalez, L., Alfaro-Paredes, E. (2025). Human health risk assessment of aluminium in water treated with aluminium-based coagulants in a rural area. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2025.104200>.

Gil-Loaiza, J., White, S. A., Root, R. A., Solís-Dominguez, F. A., Hammond, C. M., Chorover, J., & Maier, R. M. (2016). Phytostabilization of mine tailings using compost-assisted direct planting: Translating greenhouse results to the field. *Science of The Total Environment*, 565, 451-461. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.168>.

Glenna, T., Sheridan, C., & E. Holm. (2023). *Arsenic contamination and rare earth element composition of acid mine drainage impacted soils from South Africa—ScienceDirect*. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0892687523003023#b0160>

Hair, J. F., Jr., Black, W. C., Babin, B. J., y Anderson, R. E. (2018). *Multivariate data analysis* (8.^a ed.). Cengage Learning.

Hernández, R. (2014). *Metodología de la Investigación-Sexta Edición*. <https://www.esup.edu.pe/wp-content/uploads/2020/12/2.%20Hernandez,%20Fernandez%20y%20Baptista-Metodolog%C3%ADa%20Investigacion%20Cientifica%206ta%20ed.pdf>

Herreros Torres, F. A. (2023). Factor de bioconcentración de metales pesados (al, mn, as y pb) en el producto lácteo del ganado vacuno que se desplaza a lo largo del bofedal que se encuentra en el entorno del pasivo ambiental minero de mesapata, distrito de Cátac región Ancash 2021 [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional Santiago Antuñez de Mayolo]. Repositorio UNASAM-institucional <https://repositorio.unasam.edu.pe/backend/api/core/bitstreams/9be5cb3b-e51d-4217-adb9-2dafc0b29641/content>

Huaman Santa Cruz, A. J., & Fernandez Fernandez, L. M. (2020). Evaluación de la adaptabilidad de las especies *Stipa ichu* y *Chrysopogon zizanioides* en los relaves mineros de San José de Parac - San Mateo, Lima [Tesis de pregrado, Universidad Peruana Unión]. Repositorio Institucional UPeU. <https://repositorio.upeu.edu.pe/server/api/core/bitstreams/f4b6eba8-cbec-4e26-9f64-f28bca86f641/content>.

Huang, Y., Yang, L., Pan, K., Yang, Z., Yang, H., Liu, J., Zhong, G., & Lu, Q. (2024). Heavy metal-tolerant bacteria *Bacillus cereus* BCS1 degrades pyrethroid in a soil-plant system. *Journal of Hazardous Materials*, 461, 132594. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132594>

Jayasinghe, G. Y., Arachchi, I. D. L., & Tokashiki, Y. (2010). Evaluation of containerized substrates developed from cattle manure compost and synthetic aggregates for ornamental plant production as a peat alternative. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), 1412-1418. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.06.002>

Jean, R., & Khasa, D. P. (2022). Biochar promotes the germination and growth of herbaceous seeds hydroseeded on gold mine tailings. *International Journal of Environmental Research*, 16, Article 46. <https://doi.org/10.1007/s41742-022-00423-8>

Kacprzak, M., Grobelak, A., Grosser, A., & Prasad, M. N. V. (2014). Efficacy of biosolids in assisted phytostabilization of metalliferous acidic sandy soils with five grass species. *International Journal of Phytoremediation*, 16(6), 593–608. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.798625>.

Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A., & Aryal, N. (2022). Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents. *Environmental Advances*, 8, 100203. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>.

Kajal, S., & Thakur, S. (2024). Coexistence of microplastics and heavy metals in soil: Occurrence, transport, key interactions and effect on plants. *Environmental Research*, 262, 119960. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119960>

kaur, R., Garkal, A., Sarode, L., Bangar, P., Mehta, T., Singh, D. P., & Rawal, R. (2024). Understanding arsenic toxicity: Implications for environmental exposure and human health. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 5, 100090. <https://doi.org/10.1016/j.hazl.2023.100090>.

Khan, A. H. A., Kiyani, A., Mirza, C. R., Butt, T. A., Barros, R., Ali, B., Iqbal, M., & Yousaf, S. (2021). Ornamental plants for the phytoremediation of heavy metals: Present knowledge and future perspectives. *Environmental Research*, 195, 110780. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110780>

Kotnala, S., Tiwari, S., Nayak, A., Bhushan, B., Chandra, S., Medeiros, C. R., & Coutinho, H. D. M. (2025). *Impact of heavy metal toxicity on the human health and environment*. *Science of The Total Environment*, 987, 179785. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179785>

Kowitwiwat, A., & Sampanpanish, P. (2020). Phytostabilization of arsenic and manganese in mine tailings using *Pennisetum purpureum* cv. Mott supplemented with cow manure and acacia wood-derived biochar. *Heliyon*, 6(7), e04552. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04552>.

Ley N.º 27281, Ley que regula los pasivos ambientales de la minería. (6 de julio de 2004).

Li, X., & and Huang, L. (2015). Toward a New Paradigm for Tailings Phytostabilization—Nature of the Substrates, Amendment Options, and Anthropogenic Pedogenesis. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(8), 813-839. <https://doi.org/10.1080/10643389.2014.921977>

Liu, C., Lin, H., He, P., Li, X., Geng, Y., Tuerhong, A., & Dong, Y. (2022). Peat and bentonite amendments assisted soilless revegetation of oligotrophic and heavy metal contaminated nonferrous metallic tailing. *Chemosphere*, 287, 132101. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132101>

Malczewski, J., & Rinner, C. (2015). *Multicriteria decision analysis in geographic information science*. Springer. <https://content.e-bookshelf.de/media/reading/L-3930800-513afc6e28.pdf>

Mariam K. Al-Lami, Dane Nguyen, Nadège Oustriere, Joel G. Burken. (2021). High throughput screening of native species for tailings eco-restoration using novel computer visualization for plant phenotyping. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146490>.

Mehes-Smith, M., Nkongolo, K., & Cholewa. (2012). *Coping Mechanisms of Plants to Metal Contaminated Soil*.

Midhat, L., Ouazzani, N., Hejjaj, A., Ouhammou, A., & Mandi, L. (2019). Accumulation of heavy metals in metallophytes from three mining sites (Southern Centre Morocco) and evaluation of their phytoremediation potential. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 169, 150-160. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.009>

Ministerio del Ambiente. (2015). Guía para la elaboración de Estudios de Evaluación de Riesgos a la Salud y el Ambiente (ERSA) en Sitios Contaminados. https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/12080/guia-ersa-alta_con_caratula.compressed.pdf?v=1530548601

Ministerio del Ambiente. (2017). Proyecto de Plan de Cierre de la Relavera—Planta Concentradora de Mesapata UNASAM.

Ministerio de Energía y Minas. (2024). *Boletín Estadístico Minero 2024*. <https://www.gob.pe/institucion/minem/informes-publicaciones/5860180-boletin-estadistico-minero-junio-2024>

Montreemuk, J., Stewart, T. N., & Prapagdee, B. (2024). Bacterial-assisted phytoremediation of heavy metals: Concepts, current knowledge, and future directions. *Environmental Technology & Innovation*, 33, 103488. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103488>

Nordstrom, D. K., Blowes, D. W., & Ptacek, C. J. (2015). Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update. *Applied Geochemistry*, 57, 3-16. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.02.008>

Nie, C., Yang, X., Niazi, N. K., Xu, X., Wen, Y., Rinklebe, J., Ok, Y. S., Xu, S., & Wang, H. (2018). Impact of sugarcane bagasse-derived biochar on heavy metal availability and microbial activity: A field study. *Chemosphere*, 200, 274-282. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.134>

Ñañez, D. (2016). Estudio y selección de especies vegetales con potencial biorremediador en drenajes ácidos de roca y relaves minerales de la Cuenca del Río Santa(Áncash, Perú) [Tesis de Pregrado, Universidad Peruana Cayetano Heredia]. RepositorioUPCH-institucional https://repositorio.upch.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12866/6445/Estudio_NanezAlcantara_Diana.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Oades, J. M. (1984). Soil organic matter and structural stability: Mechanisms and implications for management. *Plant and Soil*, 76(1), 319-337. <https://doi.org/10.1007/BF02205590>
- Oblasser, A., & Chaparro A., E. (2008). *Estudio comparativo de la gestión de los pasivos ambientales mineros en Bolivia, Chile, Perú y Estados Unidos*. Naciones Unidas, CEPAL, Div. de Recursos Naturales e Infraestructura.
- Organismo Supervisor de la Inversión en Energía y Minería. (2023). Perú Minero: Historia, Presente y Perspectivas. <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/5491579/44169-peru-minero-historia-presente-y-perspectivas.pdf>
- Özbaş, E. E., & Çatalbaş, A. (2019). Change in the available and toxic concentrations of metals in the soil when compost and commercial soil conditioners were used. *Desalination and Water Treatment*, 172, 133-138. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24506>
- Piovani, J., & Krawczyk, N. (2017). *Los Estudios Comparativos: algunas notas históricas, epistemológicas metodológicas*. <https://www.scielo.br/j/edreal/a/bpZMFD6VmHfZ3vXgTDJpZTh/?format=pdf&lang=es>
- Placek, A., Grobelak, Anna, & Kacprzak, M. (2016). Improving the phytoremediation of heavy metals contaminated soil by use of sewage sludge. *International Journal of Phytoremediation*, 18(6), 605-618. <https://doi.org/10.1080/15226514.2015.1086308>
- Pond, A. P., White, S. A., Milczarek, M., & Thompson, T. L. (2005). Accelerated weathering of biosolid-amended copper mine tailings. *Journal of Environmental Quality*, 34(4), 1293-1301. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0405>
- Praveen, R., & Nagalakshmi, R. (2022). Review on bioremediation and phytoremediation techniques of heavy metals in contaminated soil from dump site. *Materials Today: Proceedings*, 68, 1562-1567. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.07.190>
- Puga, Soraya, Sosa, Manuel, Lebgue, Toutcha, Quintana, Cesar, & Campos, Alfredo. (2006). Contaminación por metales pesados en suelo provocada por la industria minera: Heavy metals pollution in soils damaged by mining industry. *Ecología Aplicada*, 5(1-2), 149-155. Recuperado en 19 de junio de 2025, de http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-22162006000100020&lng=es&tlng=es.
- Quenea, K., Lamy, I., Winterton, P., Bermond, A., & Dumat, C. (2009). Interactions between metals and soil organic matter in various particle size fractions of soil contaminated with waste water. *Geoderma*, 149(3), 217-223. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.11.037>

- Radziemska, M., Gusiatin, Z. M., Mazur, Z., Hammerschmiedt, T., Beś, A., Kintl, A., Galiova, M. V., Holatko, J., Blazejczyk, A., Kumar, V., & Brtnicky, M. (2022). Biochar-Assisted Phytostabilization for Potentially Toxic Element Immobilization. *Sustainability*, 14(1), 445. <https://doi.org/10.3390/su14010445>
- Ramirez Ramirez, D., Campos Rojas, K., Segura Parraguez, A., & Osoros Minaya, R. (2024). *Anuario Minero 2023, Ministerio de Energía y Minas* (Primera edición).
- Resolución Ministerial N.º 351-2024-MINEM/DM, Actualización del Inventario de Pasivos Ambientales Mineros. (3 de septiembre de 2024). <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/6908387/5966041-rm-351-2024-minem-dm.pdf?v=1725898468>
- Resolución Ministerial N.º 290-2006-MEM/DM, Aprueban Inventario Inicial de Pasivos Ambientales Mineros. (15 de junio de 2006). https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/95119/RM_290_2006_DM.pdf
- Saaty, T. L. (1980). The analytic hierarchy process (AHP). *The Journal of the Operational Research Society*, 41(11), 1073-1076
- Sanchez-Monedero, M. A., Cayuela, M. L., Roig, A., Jindo, K., Mondini, C., & Bolan, N. (2018). Role of biochar as an additive in organic waste composting. *Bioresource Technology*, 247, 1155-1164. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.193>
- Schwab, P., Zhu, D., and Banks, M. K. (2007). Heavy metal leaching from mine tailings as affected by organic amendments. *Bioresource Technology* 98, 2935–2941.
- Simon, L. (2005). Stabilization of metals in acidic mine spoil with amendments and red fescue (*Festuca rubra* L.) growth. *Environmental Geochemistry and Health*, 27(4), 289–300. <https://doi.org/10.1007/s10653-004-5977-5>
- Society for Ecological Restoration (SER) (2019). "Estándares internacionales para la práctica de la restauración ecológica". <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- Tapia, Y., Bustos, P., Salazar, O., Casanova, M., Castillo, B., Acuña, E., & Masaguer, A. (2017). Fitoestabilización de Cu en relaves mineros utilizando la planta nativa *Carpobrotus aequilaterus* y la adición de humatos de potasio. *Revista de exploración geoquímica*, 183, 102-113. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.10.008> .
- Tapia, Y., Casanova, M., Castillo, B., Acuña, E., Covarrubias, J., Antilén, M., y Masaguer, A. (2019). Disponibilidad de relaves de cobre en mina con adición y absorción de sustancias húmicas por *Atriplex halimus* . *Monitoreo y Evaluación Ambiental*, 119, 650–662. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7832-2> .
- Tapia Y, Loch B, Castillo B, Acuña E, Casanova M, Salazar O, Cornejo P, Antilén M (2020) Accumulation of sulphur in *Atriplex nummularia* cultivated in mine tailings and effect of

organic amendments addition. *Water Air Soil Pollut* 231:1–14. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4356-x>

Tian, Y., Sun, X., Li, S., Wang, H., Wang, L., Cao, J., & Zhang, L. (2012). Biochar made from green waste as peat substitute in growth media for *Calathea rotundifolia* cv. *Fasciata*. *Scientia Horticulturae*, 143, 15-18. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2012.05.018>

Valentino Mautino, B. L. (2024). Influencia de la erosión del relave minero de Mesapata en el estado de conservación del bofedal Yanayacu, Catac, Ancash - 2022 [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional Santiago Antuñez de Mayolo]. Repositorio UNASAM-institucional

Visconti, D., Álvarez-Robles, M. J., Fiorentino, N., Fagnano, M., & Clemente, R. (2020). Use of *Brassica juncea* and *Dactylis glomerata* for the phytostabilization of mine soils amended with compost or biochar. *Chemosphere*, 260, 127661. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127661>

Volaire, F. (2018). "A unified framework of plant adaptive strategies to drought: Crossing scales and disciplines". *Global Change Biology*.

Wójcik, M., Gonnelli, C., Selvi, F., Dresler, S., Rostański, A., & Vangronsveld, J. (2017). Chapter One—Metallophytes of Serpentine and Calamine Soils – Their Unique Ecophysiology and Potential for Phytoremediation. En A. Cuyppers & J. Vangronsveld (Eds.), *Advances in Botanical Research* (Vol. 83, pp. 1-42). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/bs.abr.2016.12.002>

Wasilkowski, D., Nowak, A., Michalska, J., & Mroziak, A. (2019). Ecological restoration of heavy metal-contaminated soil using Na-bentonite and green compost coupled with the cultivation of the grass *Festuca arundinacea*. *Ecological Engineering*, 138, 420–433. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.08.004>

Wood Ingeniería y Consultoría Perú S.A. (2021). Recuperación de los servicios ecosistémicos en la microcuenca de la quebrada de Pelagatos, contaminadas por los pasivos ambientales mineros de la ex unidad minera Pushaquilca, distrito de Pampas - provincia de Pallasca - departamento de Ancash.

Ye, Z. H., Wong, J. W.C., and Wong, M. H. (2000). Vegetation response to lime and manure compost amendments on acid lead/zinc mine tailings: A greenhouse study. *Restoration Ecology* 8, 289–295.

Yu, G., Ullah, H., Lin, H., Sunahara, G. I., Zhang, X., Chen, B., Yu, H., Shahab, A., Liu, L., & Liu, J. (2024). Long-term phytoextraction potential and mechanism of *Celosia argentea* on soils with different levels of Cd and Mn co-contamination. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(2), 112125. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.112125>

Zago, V. C. P., Das Dores, N. C., & Watts, B. A. (2019). Strategy for phytomanagement in an area affected by iron ore dam rupture: A study case in Minas Gerais State, Brazil. *Environmental Pollution*, 249, 1029-1037. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.060>

Zamora Echenique, G., & Meza Duman, R. (2022). Formación, prevención e innovación en el tratamiento de drenajes ácidos en operaciones mineras. *Revista de Medio Ambiente y Minería*, 7(1), 3-20.

Zhang, P., Chen, L., Zhao, Q., Du, X., Bi, M., Li, Y., Jiao, Q., & Jiang, H. (2020). Ferroptosis was more initial in cell death caused by iron overload and its underlying mechanism in Parkinson's disease. *Free Radical Biology and Medicine*, 152, 227-234. <https://doi.org/10.1016/j.freeradbiomed.2020.03.015>

Zhang, Z., Solaiman, Z. M., Meney, K., Murphy, D. V., & Rengel, Z. (2013). Biochars immobilize soil cadmium, but do not improve growth of emergent wetland species *Juncus subsecundus* in cadmium-contaminated soil. *Journal of Soils and Sediments*, 13(1), 140–151. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0571-4>

ANEXOS

ANEXO N°1

Cuestionario - Fitoestabilización para el pasivo ambiental minero de
Mesapata

Cuestionario: Fitoestabilización para el Pasivo Ambiental Minero de Mesapata

El presente cuestionario se enmarca en una investigación científica orientada a proponer una alternativa de fitoestabilización sostenible para el pasivo ambiental minero de Mesapata, ubicado en el margen derecho del río Santa, en el valle de Yanayacu, centro poblado de San Miguel, distrito de Catac, provincia de Recuay, región Áncash. Este pasivo ambiental se encuentra entre los 3520 y 3600 m s.n.m., en una zona de clima semiseco y semifrío, con precipitaciones concentradas entre noviembre y marzo, y escasa lluvia el resto del año.

La caracterización química del relave ha identificado una elevada concentración de metales y metaloides, principalmente hierro (Fe), arsénico (As), plomo (Pb) y aluminio (Al), lo que representa un riesgo tanto para el ambiente como para la salud humana.

Ante esta situación, se plantea estrategias de fitoestabilización asistida, que combina el uso de especies vegetales nativas tolerantes a metales pesados, con la aplicación de enmiendas que mejoren las propiedades del suelo y reduzcan la movilidad de los contaminantes.

Por ello, este cuestionario tiene como objetivo recoger su valoración técnica, como especialista en remediación de suelos, sobre la importancia relativa de distintas características que deben presentar las especies vegetales y las enmiendas para que la fitoestabilización sea eficaz en un entorno como el de Mesapata.

Las respuestas permitirán construir una matriz de análisis jerárquico (método de Saaty), como parte de un modelo de análisis multicriterio que respalde la toma de decisiones en la selección de las mejores opciones para la intervención ambiental.

Se le solicita responder con objetividad, sinceridad y rigor técnico. Su valiosa participación contribuirá significativamente a fortalecer las propuestas de gestión ambiental en zonas impactadas por pasivos mineros.

Fitoestabilización Asistida: Establecer cobertura vegetal directamente sobre suelos contaminados con metales pesados, lo que permite inmovilizarlos en la rizosfera y reducir la erosión eólica e hídrica (Gil-Loaiza et al., 2016). Sin embargo, en zonas con relaves, este enfoque enfrenta limitaciones por la acidez y alta concentración de metales, que dificultan la germinación y el desarrollo vegetal. Además, las condiciones climáticas locales exigen el uso de especies tolerantes a la sequía (Montreemuk et al., 2024). Por ello, suele ser necesario complementar con enmiendas orgánicas o minerales – como compost, biosólidos, cal o fertilizantes – para mejorar el suelo y facilitar el crecimiento de las plantas (Khan et al., 2021).

Apellidos y Nombres:

Instrucciones: Para cada par de características, indique cuál considera más importante para lograr una fitoestabilización efectiva y con qué grado de importancia, según la siguiente escala:

Tabla 1. Diferentes grados del sistema de evaluación integral.

Valor Numérico	Definición
1	Igualmente importante
3	Moderadamente más importante
5	Fuertemente más importante
7	Muy fuertemente más importante
9	Extremadamente más importante
2, 4, 6, 8	Valores intermedios
Recíproco	Si A es (valor) más importante que B, entonces B es (1/valor) más importante que A.

Sección I: Evaluación de características de las especies vegetales por ponderación

Se le solicita comparar pares de características deseables en especies vegetales que podrían usarse para la fitoestabilización del relave de Mesapata. Su valoración permitirá establecer la importancia relativa de cada característica mediante el método de análisis jerárquico (Saaty).

Características a comparar:

- Tolerancia a metales pesados (Fe, As, Pb, Al)
- Aporte de carbono
- Resiliencia a sequías
- Persistencia a largo plazo

¿Qué tan importante es la tolerancia a metales pesados (Fe, As, Pb, Al) en comparación con el aporte de carbono? Otorgue un valor numérico según la tabla 1.

¿Qué tan importante es la tolerancia a metales pesados en comparación con la resiliencia a sequías? Otorgue un valor numérico según la tabla 1.

¿Qué tan importante es la tolerancia a metales pesados en comparación con la persistencia a largo plazo? Otorgue un valor numérico según la tabla 1.

¿Qué tan importante es el aporte de carbono en comparación con la resiliencia a sequías? Otorgue un valor numérico según la tabla 1.

¿Qué tan importante es el aporte de carbono en comparación con la persistencia a largo plazo? Otorgue un valor numérico según la tabla 1.

¿Qué tan importante es la resiliencia a sequías en comparación con la persistencia a largo plazo? Otorgue un valor numérico según la tabla 1.

Sección II: Evaluación de características de las enmiendas por ponderación

Se le solicita comparar pares de características deseables en enmiendas que podrían usarse para la fitoestabilización del relave de Mesapata. Su valoración permitirá establecer la importancia relativa de cada característica mediante el método de análisis jerárquico (Saaty).

Características a comparar:

- alto contenido de carbono orgánico
- pH neutro
- capacidad para inmovilizar metales pesados
- alta capacidad de intercambio catiónico

¿Qué importancia tiene alto contenido de carbono orgánico en comparación con pH neutro? Otorgue un valor numérico según la tabla 1.

¿Qué importancia tiene alto contenido de carbono orgánico en comparación con alta capacidad para inmovilizar metales pesados? Otorgue un valor numérico según la tabla 1.

¿Qué importancia tiene alto contenido de carbono orgánico en comparación con alta capacidad de intercambio catiónico? Otorgue un valor numérico según la tabla 1.

¿Qué importancia tiene pH neutro en comparación con alta capacidad para inmovilizar metales pesados? Otorgue un valor numérico según la tabla 1.

¿Qué importancia tiene pH neutro en comparación con capacidad para inmovilizar metales pesados? Otorgue un valor numérico según la tabla 1.

¿Qué importancia tiene la capacidad para inmovilizar metales pesados en comparación con alta capacidad de intercambio catiónico? Otorgue un valor numérico según la tabla 1.

ANEXO N°2

Especies de plantas identificadas para la
fitoestabilización del pasivo ambiental minero de
Mesapata

FAMILIA	ESPECIES VEGETALES / METALES	FT	POTENCIAL	FBC Aerea	FBC Radicular	Fuente
Asteraceae	Werneria nubigena					
	Hierro	1.42	Fitoextractora	2.4	1.78	(Fow 2021)
	Arsenico	-	-	-	-	
	Plomo	0.1	Fitoestabilizadora	0.21	2.05	(Nañez, 2016)
	Aluminio	1.11	Fitoextractora	1.47	1.28	(Fow 2021)
Asteraceae	Baccharis buxifolia					
	Hierro	1,03	Fitoextractora	2.02	1.95	(Fow 2021)
	Arsenico	1.19	Fitoextractora	1.27	1.07	(Franco, Gutiérrez, & Lozano, 2018)
	Plomo	0.26	Fitoestabilizadora	0,002	0,008	
	Aluminio	0.96	Fitoestabilizadora	0.95	0.98	(Fow 2021)
Fabaceae	Lupinus spp.					
	Hierro	0.96	Fitoestabilizadora	2.55	2.65	(Fow 2021)
	Arsenico	-	-	-	-	
	Plomo	0.15	Fitoestabilizadora	0.13	0.86	(JaraPeña, E., et al., 2014)
	Aluminio	1.14	Fitoextractora	0.74	0.65	(Fow 2021)
Asteraceae	Paranephelius ovatus					
	Hierro	0.69	Fitoestabilizadora	1.89	2.68	(Fow 2021)
	Arsenico	-	-	-	-	
	Plomo	-	-	-	-	
	Aluminio	0.88	Fitoestabilizadora	1.47	1.68	(Fow 2021)
Asteraceae	Achyrocline alata					
	Hierro	-	-	-	-	

	Arsenico	>1	Fitoextractora	-	-	(Cruzado Tafur, Bierla, Torr�, & Szpunar, 2021)
	Plomo	1.98	Fitoextractora	-	-	(Chang Kee et al. 2018)
	Aluminio	-	-	-	-	
Poaceae	Calamagrostis recta					
	Hierro	-	-	-	-	
	Arsenico	-	-	-	-	
	Plomo	0.1	Fitoestabilizadora	0.8	0.1	(Chang Kee et al. 2018)
	Aluminio	-	-	-	-	
Poaceae	Lachemilla orbiculata					
	Hierro	0,42	Fitoestabilizadora	-	0,06	(Dávila Mego & Walter Villegas, 2018)
	Arsenico	0.5	Fitoestabilizadora	-	0,10	
	Plomo	0,21	Fitoestabilizadora	-	0,54	
	Aluminio	0,23	Fitoestabilizadora	-	0,06	
Poaceae	Calamagrostis glacialis					
	Hierro	0.16	Fitoestabilizadora	0.09	0.55	(Nañez, 2016)
	Arsenico	0.21	Fitoestabilizadora	0.06	0.28	
	Plomo	0.25	Fitoestabilizadora	0.26	1,01	
	Aluminio	0.29	Fitoestabilizadora	0.13	0.46	
Poaceae	Calamagrostis ligulata					
	Hierro	0.24	Fitoestabilizadora	0.24	1	(Nañez, 2016)
	Arsenico	0.09	Fitoestabilizadora	0.08	0.91	
	Plomo	0.12	Fitoestabilizadora	0.11	0.97	
	Aluminio	0.21	Fitoestabilizadora	0.18	0.85	
Juncaceae	Juncus conglomeratus					

	Hierro	0,045	Fitoestabilizadora	-	0,349	(Dávila Mego & Walter Villegas, 2018)	
	Arsenico	0,03	Fitoestabilizadora	-	0,348		
	Plomo	0,041	Fitoestabilizadora	-	0,721		
	Aluminio	0,03	Fitoestabilizadora	-	0,105		
	Juncus imbricatus*						
Juncaceae	Hierro	<1	Fitoestabilizadora	-	-	(Bobadilla Miguel, Aliaga, Yupanqui, & Palomino, 2012)	
	Arsenico	<1	Fitoestabilizadora	-	-		
	Plomo	-	-	-	-		
	Aluminio	<1	Fitoestabilizadora	-	-	(Bobadilla Miguel, Aliaga, Yupanqui, & Palomino, 2012)	
	Festuca dolichophylla						
Poaceae	Hierro	0.05	Fitoestabilizadora	0.05	0.94	(Nañez, 2016)	
	Arsenico	0.03	Fitoestabilizadora	0.02	0.65		
	Plomo	0.08	Fitoestabilizadora	0.03	0.43		
	Aluminio	0.07	Fitoestabilizadora	0.03	0.43		
	Calamagrostis tarmensis						
Lycopodiaceae	Hierro	0,324	Fitoestabilizadora	-	0,022	(Dávila Mego & Walter Villegas, 2018)	
	Arsenico	0,364	Fitoestabilizadora	-	0,076		
	Plomo	0,539	Fitoestabilizadora	-	0,024		
	Aluminio	0,183	Fitoestabilizadora	-	0,016		
	Medicago polymorpha*						
Fabaceae	Hierro	-	-	-	-		
	Arsenico	-	-	-	-		

	Plomo	-	Fitorremediadora (no especifica cual)	-	-	(Loayza Muro, 2018)
	Aluminio	-	-	-	-	
Poaceae	Festuca glyceriantha					
	Hierro	-	-	-	-	
	Arsenico	-	-	-	-	
	Plomo	-	Fitorremediadora (no especifica cual)	-	-	(Loayza Muro, 2018)
	Aluminio	-	-	-	-	
Juncaceae	Juncus bufonius					
	Hierro	1.35	Fitoextractora	0.62	0.46	(Nañez, 2016)
	Arsenico	1,07	Fitoextractora	0.54	0.5	
	Plomo	1.37	Fitoextractora	0.27	0.2	
	Aluminio	1.68	Fitoextractora	0.43	0.26	
Fabaceae	Medicago lupulina					
	Hierro	-	-	-	-	
	Arsenico	-	-	-	-	
	Plomo	<1	Fitoestabilizadora	-	-	(Torres Saavedra 2018; Loayza Muro 2018; Chang Kee et al. 2018)
	Aluminio	-	-	-	-	
	Aluminio					
Cyperaceae	Scirpus olneyi*					
	Hierro	-	Fitorremediadora (no especifica cual)	-	-	(Palomino Cadenas, 2007)
	Arsenico	-	-	-	-	
	Plomo	-	Fitorremediadora (no especifica cual)	-	-	(Palomino Cadenas, 2007)

	Aluminio	-	-	-	-	
Poaceae	Stipa Ichu					
	Hierro	0.62	Fitoestabilizadora	0.62	1	(Nañez, 2016)
	Arsenico	0.55	Fitoestabilizadora	0.55	1	
	Plomo	0.15	Fitoestabilizadora	0.05	0.27	(Chang Kee et al. 2018)
	Aluminio	0.26	Fitoestabilizadora	0.12	0.47	(Nañez, 2016)
Juncaceae	Distichia muscoides					
	Hierro	0.39	Fitoestabilizadora	0.39	1	(Nañez, 2016)
	Arsenico	-	-	-	-	
	Plomo	3.95	Fitoextractora	3.35	0.85	(Nañez, 2016)
	Aluminio	0.24	Fitoestabilizadora	0.12	0.49	
Juncaceae	Juncus Articus					
	Hierro	0.54	Fitoestabilizadora	0.54	1	(Nañez, 2016)
	Arsenico	0.32	Fitoestabilizadora	0.32	1	
	Plomo	0.39	Fitoestabilizadora	0.21	0.53	
	Aluminio	0.75	Fitoestabilizadora	1.32	1.76	
Poaceae	Penicetum clandestinum					
	Hierro	0.12	Fitoestabilizadora	0.08	0.17	(Abarca, 2024)
	Arsenico	0.36	Fitoestabilizadora	0.08	0.15	
	Plomo	0.79	Fitoestabilizadora	0.13	0.16	
	Aluminio	0.18	Fitoestabilizadora	0.14	0.78	
Asparagaceae	Agave americana					
	Hierro	-	-	-	-	
	Arsenico	-	-	-	-	
	Plomo	>1	Fitoextractora	-	-	
	Aluminio	-	-	-	-	

Poaceae	Cortaderia radiuscula					(Nañez, 2016)
	Hierro	0.02	Fitoestabilizadora	0.02	0.9	
	Arsenico	0.01	Fitoestabilizadora	0,004	0.37	
	Plomo	0.02	Fitoestabilizadora	0.03	0.71	
	Aluminio	0.05	Fitoestabilizadora	0.02	0,31	
Poaceae	Dactylis glomerata					(Abarca, 2024)
	Hierro	0.12	Fitoestabilizadora	0.04	0.36	
	Arsenico	0.36	Fitoestabilizadora	0.05	0.15	
	Plomo	0.32	Fitoestabilizadora	0.05	0.15	
	Aluminio	0.02	Fitoestabilizadora	0.06	3.33	
Fabaceae	Lupinus Albus					(Garau et al., 2021)
	Hierro	-	-	-	-	
	Arsenico	<1	Fitoestabilizadora	-	-	
	Plomo	<1	Fitoestabilizadora	-	-	
	Aluminio	<1	Fitoestabilizadora	-	-	