



UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA

FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA

**ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y
FORESTAL**



**"REMOCIÓN DE PLOMO (Pb) Y CADMIO (Cd) DE SOLUCIONES
ACUOSAS ARTIFICIALES MEDIANTE EL EMPLEO DE CEPAS
FÚNGICAS AISLADAS DEL RELAVE MINERO DE ALTO
INAMBARI - PUNO"**

Bach. Henry Alexander Gutierrez Acra

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE:
INGENIERO AMBIENTAL Y FORESTAL**

Asesor.: M.Sc. Ebed David Paredes Rodríguez



JULIACA - PERÚ

2026



UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA

**ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y
FORESTAL**



**“REMOCIÓN DE PLOMO (Pb) Y CADMIO (Cd) DE SOLUCIONES
ACUOSAS ARTIFICIALES MEDIANTE EL EMPLEO DE CEPAS
FÚNGICAS AISLADAS DEL RELAVE MINERO DE ALTO
INAMBARI – PUNO”**

Bach. Henry Alexander Gutierrez Acra

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE:
INGENIERO AMBIENTAL Y FORESTAL**

Asesor: M.Sc. Ebed David Paredes Rodríguez



JULIACA – PERÚ

2026

UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA
AMBIENTAL Y FORESTAL



**“REMOCIÓN DE PLOMO (Pb) Y CADMIO (Cd) DE SOLUCIONES
ACUOSAS ARTIFICIALES MEDIANTE EL EMPLEO DE CEPAS
FÚNGICAS AISLADAS DEL RELAVE MINERO DE ALTO
INAMBARI – PUNO”**

Henry Alexander Gutierrez Acra

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE
INGENIERO AMBIENTAL Y FORESTAL**

Asesor: M.Sc. Ebed David Paredes Rodríguez

Juliaca, 2026

FICHA CATALOGRÁFICA

Gutierrez, H. (2026). *Remoción de Plomo (Pb) y Cadmio (Cd) de soluciones acuosas artificiales mediante el empleo de cepas fúngicas aisladas del relave minero de Alto Inambari – Puno*
(Tesis de pregrado). Universidad Nacional de Juliaca.

Autor	: Henry Alexander Gutierrez Acra
Título de la tesis	: Remoción de Plomo (Pb) y Cadmio (Cd) de soluciones acuosas artificiales mediante el empleo de cepas fúngicas aisladas del relave minero de Alto Inambari – Puno
Publicación	: Juliaca, 2026
Descripción	: 116 páginas
Nota	: Tesis - Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental y forestal – Universidad Nacional de Juliaca
Código	:01-000087-01/G96
Nota	: Incluye bibliografía y anexos.
Asesor	: M.Sc Ebed David Paredes Rodríguez
Palabras clave	: <i>Aspergillus niger</i> , cadmio, plomo, remoción

UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y
FORESTAL

“REMOCIÓN DE PLOMO (Pb) Y CADMIO (Cd) DE SOLUCIONES
ACUOSAS ARTIFICIALES MEDIANTE EL EMPLEO DE CEPAS FÚNGICAS
AISLADAS DEL RELAVE MINERO DE ALTO INAMBARI – PUNO”
TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE INGENIERO AMBIENTAL Y
FORESTAL

Presentado por:

Bach. Henry Alexander Gutierrez Acra

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Dr. Godofredo Huanca Chambi
PRESIDENTE DE JURADO



Dr. Alejandro Félix Taquire Arroyo
JURADO (secretario)

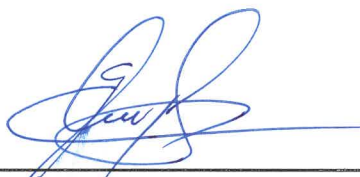


2º MIEMBRO

Mg. Milton Quispe Tisnado
JURADO(vocal)



3º MIEMBRO



M.Sc. Ebed David Paredes Rodríguez
ASESOR DE TESIS

Henry Alexander Gutierrez Acra

“REMOCIÓN DE PLOMO (Pb) Y CADMIO (Cd) DE SOLUCIONES ACUOSAS ARTIFICIALES MEDIANTE EL EMPLEO DE CEPAS F...

 Universidad Nacional de Juliaca

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid:::3117:639050693

Fecha de entrega

14 oct 2026, 4:22 p.m. GMT-5

Fecha de descarga

14 oct 2026, 4:26 p.m. GMT-5

Nombre del archivo

76753758_BORRADOR DE TESIS HENRY ALEXANDER GUTIERREZ ACRA FINAL.pdf

Tamaño del archivo

2.8 MB

120 páginas

29.989 palabras

160.953 caracteres



Firmado digitalmente por AQUINO
LARICO Elmer Rodrigo FAU
20448261272 soft
Motivo: Soy el autor del documento
Fecha: 14.10.2026 16:28:48 -05:00

4% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Filtrado desde el informe

- ▶ Bibliografía
- ▶ Texto citado
- ▶ Texto mencionado
- ▶ Coincidencias menores (menos de 10 palabras)

Fuentes principales

- 4%  Fuentes de Internet
- 1%  Publicaciones
- 0%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alertas de integridad para revisión

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.



Firmado digitalmente por AQUINO
LARICO Elmer Rodrigo FAU
20448261272 soft
Motivo: Soy el autor del documento
Fecha: 14.10.2026 16:29:03 -05:00

DEDICATORIA

A Dios, fuente de sabiduría, fortaleza y guía en cada paso de mi vida.

A mi familia, por su amor incondicional, paciencia y apoyo constante durante todo este proceso académico. A mis padres, quienes con su esfuerzo y ejemplo me enseñaron el valor del trabajo y la perseverancia.

A mis amigos, que con sus palabras de aliento me motivaron a seguir adelante. Finalmente, dedico este trabajo a todas las personas que luchan por un ambiente más limpio y saludable, inspirándome a contribuir desde la ciencia a la protección de nuestro planeta.

Henry Alexander Gutierrez Acra

AGRADECIMIENTO

A Dios por darme salud, fuerza y sabiduría para completar esta etapa.

A mi asesor de tesis, por su orientación, apoyo y acompañamiento durante la elaboración del presente trabajo.

A los miembros del jurado, por su guía, observaciones, recomendaciones y aportes, los cuales contribuyeron a mejorar esta investigación.

A mi familia y a todas las personas que me brindaron su apoyo durante este proceso.

Henry Alexander Gutierrez Acra

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
DEDICATORIA.....	i
AGRADECIMIENTO.....	ii
ÍNDICE GENERAL.....	iii
ÍNDICE DE TABLAS.....	vi
ÍNDICE DE FIGURAS.....	vii
ÍNDICE DE ANEXOS.....	viii
RESUMEN.....	9
ABSTRACT.....	10
INTRODUCCIÓN.....	11

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1 SITUACIÓN PROBLEMÁTICA.....	13
1.2 FORMULACIÓN DEL PROBLEMA.....	14
1.2.1 Problema general.....	14
1.2.2 Problemas específicos.....	14
1.3 OBJETIVOS DE INVESTIGACIÓN.....	15
1.3.1 Objetivo general.....	15
1.3.2 Objetivos específicos.....	15
1.4 JUSTIFICACIÓN.....	15

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 ANTECEDENTES DE INVESTIGACIÓN.....	17
2.1.1 Antecedentes internacionales.....	17
2.1.2 Antecedentes nacionales.....	18
2.1.3 Antecedentes locales.....	20
2.2 BASES TEÓRICAS.....	20
2.2.1 Contaminación por metales pesados en medios acuosos.....	20
2.2.2 Contaminación del suelo.....	21
2.2.3 Relaves mineros.....	23
2.2.4 Metales pesados.....	26
2.2.5 Biorremediación.....	31

2.2.6 Tecnologías para la remoción de metales pesados.....	32
2.2.7 Biomasa para remediar metales pesados.....	32
2.2.8 Hongos como agentes de biorremediación.....	33
2.2.9 Biomasa bacteriana.....	34
2.2.10 Hongos como agentes de remoción.....	35
2.2.11 Proceso de biorremediación mediante la cepa fúngica <i>Aspergillus niger</i>	41
2.2.12 Soluciones acuosas artificiales.....	44
2.2.13 Normativa.....	44

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 ÁMBITO DE ESTUDIO.....	45
3.1 TIPO, DISEÑO Y NIVEL DE INVESTIGACIÓN.....	46
3.2 POBLACIÓN Y MUESTRA.....	46
3.2.1 Población.....	46
3.2.2 Muestra.....	46
3.3 HIPÓTESIS DE INVESTIGACIÓN.....	47
3.3.1 Hipótesis general.....	47
3.3.2 Hipótesis específicas.....	47
3.4 EQUIPOS Y MATERIALES.....	47
3.4.1 Equipos.....	47
3.4.2 Materiales.....	48
3.4.3 Reactivos.....	48
3.4.4 Insumos.....	48
3.5 PROCEDIMIENTO METODOLÓGICO.....	48
3.5.1 Determinación de las características fisicoquímicas del relave minero de Alto Inambari – Puno.....	48
3.5.2 Aislamiento y caracterización de cepas fúngicas nativas del relave minero de Alto Inambari – Puno.....	51
3.5.3 Determinación de la influencia del pH, tiempo de contacto y concentración de metal en el proceso de remoción de Plomo (Pb) y Cadmio (Cd) de soluciones acuosas artificiales.....	53

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 RESULTADOS.....	59
4.1.1 Análisis físico-químico de las muestras de relave.....	59
4.1.2 Aislamiento y caracterización de cepas fúngicas nativas del relave minero de Alto Inambari – Puno.....	62
4.1.3 Influencia del pH, tiempo de contacto y concentración inicial del metal en la remoción de Pb y Cd.....	64
4.2 ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	78

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 CONCLUSIONES.....	87
5.2 RECOMENDACIONES.....	88
REFERENCIAS.....	89
ANEXOS.....	106

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Principales actividades industriales que generan los metales pesados como plomo y cadmio.....	27
Tabla 2. Aplicaciones ambientales de las cepas fúngicas	36
Tabla 3. Diseño experimental para 24 horas	55
Tabla 4. Diseño experimental para 48 horas	55
Tabla 5. Características físicoquímicos del relave minero de Alto Inambari- Puno.	59
Tabla 6. Porcentaje de remoción de cadmio (Cd) según formulación experimental, concentración inicial, pH y tiempo de contacto.	65
Tabla 7. Porcentaje promedio de remoción de Cadmio en función del pH, concentración y tiempo de contacto.	67
Tabla 8. Porcentaje de remoción de Plomo optimo según las formulaciones planteadas .	71
Tabla 9. Porcentaje de remoción de Plomo en función del pH, concentración y tiempo de contacto	74
Tabla 10. Para describir el comportamiento general de la remoción de plomo (Pb) y cadmio (Cd), se calcularon estadísticos descriptivos a partir de los porcentajes promedio obtenidos en las 27 formulaciones experimentales para cada metal.	78
Tabla 11. Prueba de Normalidad de los porcentajes de remoción de Pb y Cd.....	79
Tabla 12. Correlaciones de Spearman del porcentaje de retiro de Pb y Cd con la concentración inicial y el pH.....	80
Tabla 13. Prueba de Kruskal-Wallis para la remoción de Pb y Cd según pH y concentración inicial.....	81
Tabla 14. Prueba de Friedman para la remoción de Pb y Cd según el tiempo de contacto	82
Tabla 15. Comparaciones post hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni para pH y concentración inicial	83
Tabla 16. Comparaciones post hoc de Wilcoxon con ajuste de Bonferroni para el tiempo de contacto	84
Tabla 17. Síntesis del efecto de los factores experimentales sobre la remoción de Pb y Cd	85

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. <i>Relave minero en el sector Buena Vista - Alto Inambari.....</i>	25
Figura 2. <i>Relave con alto contenido de humedad en el sector de Buena Vista - Alto Inambari.</i>	25
Figura 3. <i>Mecanismo de interacción entre microorganismos y metales pesados</i>	32
Figura 4. <i>Mecanismo de interacción entre microorganismos y metales pesados</i>	38
Figura 5. <i>Mecanismo de interacción entre microorganismos y metales pesados</i>	39
Figura 6. <i>Proceso de biorremediación mediante la cepa fúngica Aspergillus niger</i>	42
Figura 7. <i>Mapa de ubicación del ámbito de estudio</i>	45
Figura 8. <i>Esquema de distribución de puntos de muestro mediante rejilla triangular.</i>	49
Figura 9. <i>Flujograma de caracterización e identificación de las cepas fúngicas.....</i>	53
Figura 10. <i>Identificación de cepas fúngicas mediante el atlas de microorganismo</i>	63
Figura 11. <i>Porcentaje de remoción de Cadmio según las formulaciones planteadas</i>	66
Figura 12. <i>Porcentaje de remoción de Cadmio a 24 horas según pH y concentración inicial.</i>	68
Figura 13. <i>Porcentaje de remoción de Cadmio a 48 horas según pH y concentración inicial.</i>	69
Figura 14. <i>Porcentaje de remoción de Plomo optimo según las formulaciones planteadas.....</i>	72
Figura 15. <i>Porcentaje de remoción de Plomo a 24 horas</i>	75
Figura 16. <i>Porcentaje de remoción de Plomo a 48 horas</i>	76

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo I. <i>Matriz de datos experimentales de plomo y cadmio</i>	106
Anexo II. <i>Resultados estadísticos complementarios</i>	110
Anexo III. <i>Gráficos estadísticos complementarios</i>	112
Anexo IV. <i>Panel fotográfico.....</i>	114

RESUMEN

Las actividades mineras pueden ocasionar contaminación por plomo (Pb) y cadmio (Cd), metales cuya toxicidad, permanencia y tendencia a acumularse en los ecosistemas los convierten en un problema ambiental. Bajo este escenario, el estudio buscó establecer la capacidad de cepas de hongos obtenidas del relave minero de Alto Inambari, Puno, para retirar Pb y Cd de soluciones acuosas preparadas artificialmente. El muestreo se realizó considerando los criterios de los lineamientos del Ministerio del Ambiente para el muestreo de suelos y el manual de suelos contaminados, junto con procedimientos de evaluación físicoquímica. Se obtuvieron 3 kg de relave y se determinó una textura franco-arenosa, temperatura de 20,8 °C, pH 6, densidad aparente de 1,35 g/cm³, humedad de 23,31 % y conductividad eléctrica de 17 dS/m. Luego mediante los principios de aislamiento de cultivos puros de la guía del MINSA se aislaron y describieron morfológicamente las cepas fúngicas nativas mediante cultivo en caldo Sabouraud Dextrosa, agar Sabouraud Dextrosa y agar Papa Dextrosa. Se reconocieron *Aspergillus niger* y *Rhizopus sp.*; por su mayor frecuencia y viabilidad, *Aspergillus niger* se purificó y se eligió para las pruebas de remoción. Su desempeño se examinó en un ensayo experimental tipo Bach con biomasa fúngica y soluciones artificiales de Pb y Cd, empleando concentraciones de partida de 5, 10 y 20 ppm, niveles de pH 3, 4 y 5, y periodos de contacto de 0, 24 y 48 horas. La concentración residual de ambos metales se cuantificó mediante la técnica de absorción atómica por espectrofotometría. La combinación de 5 ppm, pH 5 y 48 horas produjo los valores más altos, con 98,40 % de remoción de Pb y 94,00 % de Cd. De forma general, pH 5 y 48 horas fueron las condiciones que favorecieron en mayor medida la eliminación de los dos metales. Se determinó que *Aspergillus niger*, aislado del relave de Alto Inambari, mostró una elevada capacidad para retirar Pb y Cd dentro de las condiciones ensayadas, por lo que presenta posibilidades de uso en estrategias de biorremediación aplicadas a ambientes afectados por metales. Estos resultados aportan una base para investigaciones posteriores destinadas a optimizar el proceso y valorar su aplicación en el tratamiento de efluentes y otras matrices ambientales contaminadas.

Palabras clave: *Aspergillus niger*, cadmio, plomo, remoción.

ABSTRACT

Contamination by lead (Pb) and cadmium (Cd) from mining activities is an environmental concern because these metals are toxic, persistent, and able to accumulate in ecosystems. This study sought to establish whether fungal strains obtained from mine tailings in Alto Inambari, Puno, could remove Pb and Cd from artificially prepared aqueous solutions. Tailings were sampled following criteria from the Soil Sampling guidelines issued by the Ministry of the Environment and were subsequently subjected to physicochemical characterization. Three kilograms of tailings were collected; the material had a sandy loam texture, a temperature of 20.8 °C, pH 6, a measured bulk density of 1.35 g/cm³, 23.31% moisture, and an electrical conductivity of 17 dS/m. Native fungi were then isolated by culture and identified morphologically using Sabouraud Dextrose Broth, Sabouraud Dextrose Agar, and Potato Dextrose Agar. *Aspergillus niger* and *Rhizopus sp.* were identified, and *Aspergillus niger* was purified and chosen for the removal tests because it showed the highest frequency and viability. Removal performance was assessed experimentally with fungal biomass in artificial Pb and Cd solutions prepared at 5, 10, and 20 ppm, adjusted to pH 3, 4, and 5, and assessed at 0, 24, and 48 hours of contact. Residual Pb and Cd concentrations were quantified by atomic absorption spectrophotometry. The best response occurred at 5 ppm, pH 5, and 48 hours, with removal rates of 98.40% for Pb and 94.00% for Cd. In general, pH 5 and a 48-hour contact period produced the highest efficiencies for both metals. The findings indicate that *Aspergillus niger* isolated from Alto Inambari mine tailings has a high capacity to remove Pb and Cd under the tested conditions and therefore has potential for bioremediation in environments affected by heavy-metal contamination. These results provide a starting point for future work aimed at optimizing removal conditions and assessing applications in effluent treatment and other contaminated environmental matrices.

Keywords: *Aspergillus niger*, cadmium (Cd), lead (Pb).

INTRODUCCIÓN

La existencia de contaminantes metálicos, entre ellos plomo (Pb) y cadmio (Cd), genera preocupación ambiental y sanitaria por su toxicidad, permanencia y facilidad para acumularse en el entorno (Bouida et al., 2022). Una vez liberados, pueden incorporarse al agua, los suelos, los sedimentos y los organismos vivos, de modo que su ingreso a la cadena alimentaria supone riesgos para los ecosistemas y para las personas (Aziz et al., 2023). Como los procesos naturales no los degradan con facilidad, los sitios contaminados requieren medidas orientadas a disminuir tanto su concentración como su disponibilidad (Qasem et al., 2021).

La minería figura entre las actividades que favorecen la liberación de metales pesados, sobre todo cuando los relaves se almacenan o gestionan de manera deficiente (Cacciuttolo et al., 2023). Estos residuos pueden contener elementos metálicos que se desplazan hacia suelos y sistemas acuáticos próximos, con efectos sobre los ecosistemas ubicados dentro del área de influencia minera (Dusengemungu et al., 2022). Las técnicas convencionales, como la precipitación química, la filtración y el intercambio de iones, suelen demandar infraestructura especializada, implicar costos importantes y originar residuos adicionales (Aziz et al., 2023). En ese marco, el uso de biomasa microbiana mediante procesos biológicos representa una opción de interés para retirar metales pesados en condiciones controladas (El et al., 2023).

Dentro de las opciones biológicas, los hongos filamentosos resultan relevantes porque pueden interactuar con los iones de metales por procesos de biosorción, bioacumulación y formación de complejos (El et al., 2023). En su pared celular existen grupos como carboxilos, fosfatos, hidroxilos y aminas capaces de participar en la retención de metales; el rendimiento de este proceso varía con el pH, junto con la concentración de partida y el periodo de interacción (Lazim et al., 2024). También adquieren interés las cepas procedentes de lugares contaminados, pues han logrado desarrollarse ante el estrés asociado con la exposición a metales (Dusengemungu et al., 2022). Los relaves mineros pueden reunir justamente esas condiciones y albergar microorganismos adaptados que han mostrado aptitud para retirar metales de medios líquidos durante ensayos controlados (Cacciuttolo et al., 2023; El et al., 2023; Lazim et al., 2024).

A partir de este panorama, el estudio se orientó a establecer la capacidad de las cepas fúngicas obtenidas del relave minero de Alto Inambari – Puno para retirar Pb y Cd presentes en soluciones acuosas artificiales. Primero se aislaron y caracterizaron los hongos nativos y, posteriormente, se seleccionó *Aspergillus niger* para examinar su respuesta frente a variaciones de pH, periodo de contacto y concentración de partida del metal. El trabajo con soluciones preparadas en laboratorio permitió mantener controladas las condiciones del ensayo y observar el comportamiento de la cepa ante Pb y Cd. Así, la investigación generó evidencia experimental acerca de la capacidad de *Aspergillus niger* para remover ambos metales y dejó una referencia para trabajos posteriores con matrices ambientales más complejas.

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1 SITUACIÓN PROBLEMÁTICA

Los metales pesados continúan representando un problema para el entorno y la salud humana, ya que elementos como plomo (Pb) y cadmio (Cd) son tóxicos, persisten durante largos periodos y pueden bioacumularse (Bouida et al., 2022). La presencia de metales contaminantes en los suelos de carácter tóxico se ha documentado en distintas regiones del mundo, lo que refleja la amplitud de esta situación (Hou et al., 2025). La exposición al Pb se ha vinculado con alteraciones cardiovasculares, neurológicas y cognitivas; en cambio, el Cd puede comprometer principalmente la función renal, el sistema óseo y el aparato respiratorio (Organización Mundial de la Salud [OMS], 2024; Charkiewicz et al., 2023). Debido a su permanencia y a la posibilidad de trasladarse entre agua, suelo y sedimentos, resulta necesario estudiar alternativas que reduzcan su concentración y disponibilidad en el medio (Aziz et al., 2023).

La generación de relaves sitúa a la minería entre las actividades que pueden liberar estos contaminantes. Si dichos residuos no se manejan de forma apropiada, los metales contenidos en ellos tienen la posibilidad de desplazarse hacia matrices ambientales próximas y ocasionar riesgos para el entorno (Cacciuttolo et al., 2023). En el Perú, esta situación se expresa, entre otros aspectos, en la existencia de pasivos mineros ambientales. El Ministerio de Energía y Minas registró 6 903 pasivos en el inventario formalizado mediante la Resolución Ministerial N.º 335-2022-MINEM/DM (MINEM, 2022). A ello se añaden los casos notificados de población expuesta a metales pesados y metaloides en diversas zonas del país durante 2024 según el Ministerio de Salud (MINSA, 2024).

En Puno, la presencia de operaciones mineras en varias provincias otorga especial relevancia a este problema. Informes regionales han señalado a la provincia de Sandia y al distrito de Alto Inambari entre los ámbitos vinculados con minería y con una posible afectación de recursos hídricos por metales pesados (Derechos Humanos y Medio Ambiente Puno, 2024). En Alto Inambari se observan sectores donde se han acumulado relaves que podrían contener Pb, Cd y otros elementos susceptibles de movilizarse de acuerdo con las características del medio (Cacciuttolo et al., 2023). En consecuencia, estos depósitos constituyen una posible fuente de contaminación que merece evaluación.

Los relaves, además de actuar como una posible fuente de contaminantes, pueden servir de hábitat para microorganismos que se han adaptado al estrés y a la presencia de metales. Entre ellos, los hongos nativos resultan especialmente útiles para el estudio debido tanto a su interacción con iones metálicos como a la adaptación adquirida en el ambiente del que proceden (Dusengemungu et al., 2022). La biomasa de estos hongos interviene en mecanismos como la biosorción, la bioacumulación y la formación de complejos, aunque su rendimiento no es constante y puede modificarse por el pH, la duración del contacto o la concentración de partida del metal (Gendy et al., 2023; Jyoti et al., 2023).

Esta situación planteó la necesidad de examinar cuánto Pb y Cd podían remover las cepas de hongos presentes en el relave de Alto Inambari. Para tal fin, los aislamientos obtenidos se probaron en soluciones acuosas artificiales con cantidades conocidas de ambos metales y en condiciones de laboratorio controladas (Cacciuttolo et al., 2023). De este modo fue posible valorar la remoción de acuerdo con el pH, el periodo de interacción y la concentración de partida, variables que condicionan la respuesta de los sistemas acuosos experimentales (Jyoti et al., 2023). La investigación no propuso trasladar de manera inmediata el procedimiento a ríos, quebradas u otros cuerpos naturales, sino evaluar experimentalmente el potencial de las cepas como etapa previa a estudios con matrices ambientales más complejas.

1.2 FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

1.2.1 Problema general

¿Hasta qué nivel puede reducirse la contaminación por Pb y Cd presentes en soluciones acuosas artificiales mediante cepas fúngicas obtenidas del relave minero de Alto Inambari – Puno?

1.2.2 Problemas específicos

- ¿Qué características físicas y químicas presenta el relave minero procedente de Alto Inambari – Puno?
- ¿Cuáles son las cepas fúngicas que pueden aislarse y caracterizarse a partir del relave minero de Alto Inambari – Puno?

- ¿De qué manera el pH, el periodo de interacción y la concentración de partida del metal modifican la remoción de Pb y Cd en soluciones acuosas artificiales?

1.3 OBJETIVOS DE INVESTIGACIÓN

1.3.1 Objetivo general

Establecer el potencial de las cepas fúngicas obtenidas del relave minero de Alto Inambari – Puno para retirar el Pb y Cd contenidos en soluciones acuosas artificiales.

1.3.2 Objetivos específicos

- Establecer las características físicas y químicas del relave minero de Alto Inambari – Puno.
- Obtener por aislamiento y caracterizar las cepas fúngicas presentes en el relave minero de Alto Inambari – Puno.
- Establecer la influencia del pH, la duración del contacto y la concentración de partida del metal sobre el retiro de Pb y Cd en soluciones acuosas artificiales.

1.4 JUSTIFICACIÓN

En el aspecto ambiental: El metal plomo (Pb) y cadmio (Cd) representan contaminantes de importancia por su toxicidad, persistencia y posibilidad de acumularse en distintas matrices del ambiente (Bouida et al., 2022). Ambos metales pueden incorporarse a aguas, sedimentos, suelos y relaves vinculados con la minería, generando efectos potenciales en los ecosistemas y en las especies vinculadas a estos. En Alto Inambari, los depósitos de relaves constituyen, por una parte, una posible fuente de contaminación y, por otra, una matriz útil para buscar microorganismos que se hayan adaptado al estrés, puesto que estos residuos poseen composición química variable y pueden liberar sustancias por lixiviación (Cacciuttolo et al., 2023). La justificación ambiental del estudio radica, por tanto, en examinar cepas fúngicas obtenidas de dichos relaves y medir su eficiencia para retirar Pb y Cd de soluciones acuosas artificiales como fase experimental previa al desarrollo de alternativas futuras de biorremediación.

En el aspecto social: El contacto con metales pesados, entre ellos Pb y Cd, puede comprometer la salud de las personas por su carácter acumulativo y por la posibilidad de

incorporarse a la cadena alimentaria a través del agua, los suelos, los sedimentos o alimentos contaminados (Bouida et al., 2022). Este riesgo adquiere mayor importancia en territorios bajo influencia minera, donde la población puede depender de fuentes de agua y actividades productivas expuestas a deterioro ambiental. Desde esta perspectiva, la relevancia social de la investigación radica en aportar información preliminar acerca de cepas fúngicas nativas como recurso biológico para retirar metales pesados de medios acuosos contaminados (Aziz et al., 2023). La evidencia generada amplía el conocimiento disponible sobre el uso de hongos autóctonos frente a estos contaminantes y puede servir de soporte para el planteamiento posterior de soluciones orientadas a poblaciones vulnerables.

En el aspecto económico: Las técnicas convencionales destinadas a retirar metales pesados suelen demandar infraestructura específica, reactivos químicos y gastos vinculados tanto al tratamiento como a la gestión de residuos secundarios, condiciones que pueden restringir su empleo en ciertos escenarios (Aziz et al., 2023). Como otra opción, los tratamientos biológicos que utilizan microorganismos han despertado interés por su capacidad de relacionarse con contaminantes metálicos en entornos controlados (Jyoti et al., 2023). La justificación económica del estudio se sustenta, por tanto, en evaluar a nivel de laboratorio una cepa fúngica nativa obtenida del propio relave de Alto Inambari, de modo que sea posible conocer primero su desempeño de remoción antes de avanzar hacia investigaciones de mayor costo o escala. Los resultados proporcionan así información técnica inicial que podrá considerarse en posteriores análisis de factibilidad económica y de escalamiento.

En el aspecto científico: El estudio amplía la evidencia sobre la biorremediación de metales pesados con cepas fúngicas nativas al examinar su respuesta ante Pb y Cd en condiciones de laboratorio controladas. Los hongos filamentosos poseen componentes celulares con grupos funcionales con capacidad para interactuar con iones metálicos, favoreciendo fenómenos de biosorción y retiro de contaminantes en medios acuosos (El et al., 2023). El aporte científico se orienta específicamente al aislamiento y caracterización de hongos procedentes del relave minero de Alto Inambari y a la determinación de su eficiencia ante concentraciones artificiales de Pb y Cd, considerando el pH, el periodo de interacción y la concentración de partida del metal, variables reconocidas por su influencia en sistemas controlados de remoción (Jyoti et al., 2023). Con ello se obtiene evidencia experimental de carácter local sobre el potencial biotecnológico de estas cepas en soluciones acuosas artificiales.

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 ANTECEDENTES DE INVESTIGACIÓN

2.1.1 Antecedentes internacionales

Abid et al. (2025) analizaron biomasa fúngica inactivada de *Aspergillus terreus*, *Aspergillus niger*, *Rhizopus arrhizus* y *Rhizopus oligosporus* con el propósito de retirar metales pesados de aguas residuales provenientes de la planta de Nasiriyah, en Dhi Qar, Irak. El ensayo partió de concentraciones de 0,96 ppm de Pb, 0,122 ppm de Cd y 0,67 ppm de Cu. Tras 24 horas de tratamiento, la remoción osciló entre 16,4 % y 100 %, y *A. niger* sobresalió por su capacidad de eliminación. La investigación confirma que la biomasa de hongos puede emplearse para remover metales pesados y ofrece un referente para contrastar el desempeño de las cepas consideradas en el presente trabajo.

Ibrahim et al. (2025) estudiaron a *Aspergillus niger* y *Aspergillus fumigatus* como agentes de remoción de Pb, Cu y Zn en medios acuosos sometidos a ocho días de tratamiento. *Aspergillus niger* eliminó 90 % de Zn, mientras que *Aspergillus fumigatus* alcanzó 83,77 % de eficiencia frente al Pb. La combinación de ambas especies también presentó capacidad para retirar los metales examinados. Estos hallazgos ponen de manifiesto que la respuesta fúngica ante contaminantes metálicos puede variar de acuerdo con la cepa utilizada y la duración del contacto.

Lazim et al. (2024) examinaron cepas de *Aspergillus niger*, *Aspergillus flavus* y *Fusarium sp.* aisladas de suelos pertenecientes a zonas agrícolas y petroleras de Basrah, en el sur de Irak, para determinar su capacidad de remover Cd, Co y Cu en medios líquidos de 100 y 200 ppm. A 100 ppm, *Aspergillus niger* consiguió una remoción de Cd de 98,11 % y conservó un desempeño favorable cuando aumentó la concentración. Las condiciones más adecuadas se observaron a 35 °C y pH 5,5. El antecedente demuestra que hongos originados en ambientes contaminados pueden interactuar eficazmente con metales y confirma que tanto el nivel de pH como la concentración de partida condicionan el rendimiento de remoción.

Qader y Shekha (2023) determinaron la capacidad de *Aspergillus niger* y *Candida albicans* para retirar Pb y Cd en medios preparados con 5, 15, 35 y 50 ppm. Los valores máximos se registraron con 5 ppm: para Pb fueron 85,6 % y 84,2 %, y para Cd, 80,0 % y 78,4 %, respectivamente. También se observó un incremento de la eficiencia conforme se prolongó el tratamiento. Este estudio se vincula directamente con la presente investigación porque trabaja con los mismos metales y muestra que la concentración de partida y la duración del contacto modifican la remoción obtenida mediante biomasa fúngica.

Villalba et al. (2022) obtuvieron *Aspergillus flavus* y *Aspergillus nidulans* a partir de jales mineros localizados en la zona desértica de Sonora, México. En estos materiales se registraron contenidos de Zn de 0,29 %, Pb de 0,14 %, As de 0,11 % y Mn de 0,10 %. Las cepas se sometieron a Cr^{6+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} , Ag^+ , Cd^{2+} , Cu^{2+} y Hg^{2+} y mostraron una elevada tolerancia, particularmente *Aspergillus flavus*, que continuó creciendo hasta 20 mM frente a determinados metales y presentó una concentración mínima inhibitoria de 5–10 mM para Cd^{2+} . Los resultados mostraron que especies de *Aspergillus* provenientes de residuos mineros pueden adaptarse a medios con carga metálica, aspecto relacionado con este estudio por el origen minero de los aislamientos y por la evaluación de Pb y Cd.

2.1.2 Antecedentes nacionales

Gomez et al. (2025) revisaron la utilización de hongos ligninolíticos en procesos para retirar los metales presentes en sistemas acuosos. Dentro de las especies estudiadas, *Aspergillus niger* registró eficiencias de hasta 99,83 % para Pb, Cr, B y Fe, mientras que *Phanerochaete chrysosporium* llegó a valores de hasta 98 % ante Pb, Ni, Cd y Cr. *Pleurotus ostreatus* y *Pycnoporus sanguineus* también evidenciaron una elevada capacidad para retirar Pb. En conjunto, la revisión sustenta el potencial de distintas especies fúngicas como agentes biológicos destinados a eliminar contaminantes metálicos.

Delgado Camilo y Alvarado Obeso (2024) recuperaron e identificaron hongos filamentosos presentes en suelos vinculados con los pasivos mineros ambientales de Chahuapampa, en Áncash, Perú. Para el muestreo tomaron como referencia los lineamientos del Ministerio del Ambiente para el muestreo de suelos, mientras que

el aislamiento se efectuó a través de diluciones sucesivas y cultivo en Agar Sabouraud Glucosa. En total se obtuvieron 10 cepas: seis *Penicillium*, dos *Talaromyces*, una *Fusarium* y una *Mucor*, proporciones correspondientes a 60 %, 20 %, 10 % y 10 % de los aislamientos. Los autores señalaron que encontrar hongos filamentosos en suelos afectados por pasivos mineros ofrece un punto de partida para investigaciones posteriores enfocadas en aplicaciones de biorremediación.

Apaza y Valderrama (2020) aislaron hongos nativos desde una poza de relaves relacionada con el laboratorio metalúrgico perteneciente a la Universidad Nacional de San Agustín, en Arequipa, Perú. La matriz presentó pH 6,12, temperatura de 18,5 °C, conductividad de 730 μ S/cm y densidad de 1,09, además de 2,14 mg/L de Cd y 2,58 mg/L de Pb. De este material se identificaron *Rhizopus sp.* y *Aspergillus niger*; para su cultivo se utilizaron medios Sabouraud Dextrosa y Papa Dextrosa y posteriormente fueron probados en sistemas batch frente a Pb(II) y Cd(II). *Rhizopus sp.* logró retirar 86,39 % de Pb y 69,23 % de Cd, en tanto que *Aspergillus niger* alcanzó 74,19 % y 44,72 %, respectivamente. El consorcio formado por ambas cepas obtuvo 84,17 % de retiro de Pb y 43,42 % de Cd. El antecedente se relaciona de forma directa con este trabajo porque parte de una matriz asociada a relaves, recupera los mismos géneros fúngicos y analiza su desempeño ante Pb y Cd.

Silva y Cárdenas (2022) analizaron la capacidad de *Aspergillus niger* para biorremediar suelos afectados por Cu y Zn en Orcotuna, provincia de Concepción. Las concentraciones de partida fueron 119,16 mg/kg de Cu y 266,7 mg/kg de Zn. Al emplear agar Papa Dextrosa, luego de 72 horas se obtuvieron eficiencias de 59,38 % para Cu y 77,20 % para Zn. Pese a que estos metales no coinciden con los seleccionados en la presente investigación, el antecedente confirma que *Aspergillus niger* puede desarrollarse en medios contaminados y participar en el retiro de metales pesados.

Farfan (2022) estudió la biorremediación de Cd utilizando *Callisia repens* y hongos micorrízicos arbusculares en relave minero y *Theobroma cacao* L. Se evaluaron tanto la concentración de Cd como distintas características del suelo, encontrándose cambios en la disponibilidad del metal según el tratamiento aplicado. Aunque la estrategia biológica fue diferente de la empleada en esta investigación, el trabajo

resalta la necesidad de continuar examinando opciones de biorremediación para Cd en matrices asociadas con actividades mineras.

2.1.3 Antecedentes locales

Ccosi (2022) investigó los microorganismos contenidos en Bio Mikhuy para tratar mediante biorremediación suelos provenientes de los pasivos ambientales de la mina escuela Pompería, Puno. Las concentraciones iniciales fueron 863,6 ppm de Cu, 578,6 ppm de Pb, 173,0 ppm de Zn y 8530 ppm de Al. Los tratamientos produjeron eficiencias medias de 99,86 % para Cu, 99,87 % para Pb, 99,76 % para Zn y 99,90 % para Al. Los resultados evidencian que microorganismos relacionados con ambientes mineros afectados en Puno pueden alcanzar un alto potencial para remoción de metales contaminantes.

Ramos et al. (2025) examinaron la tolerancia al Pb y Cd de hongos filamentosos obtenidos de suelos afectados por actividad minera. A partir de rasgos macroscópicos y microscópicos, complementados con el análisis molecular de regiones ITS, reconocieron seis hongos tolerantes. Para Pb sobresalieron *Penicillium simplicissimum*, *Paecilomyces lilacinus* y *Rhizopus microsporus*, cuyos valores de IC₅₀ fueron 3874, 1176 y 211,80 mg/L, respectivamente. Frente a Cd mostraron tolerancia *Paecilomyces lilacinus*, *Fusarium oxysporum*, *Rhizopus microsporus* y *Cunninghamella sp.* La evidencia obtenida indica que los hongos desarrollados en zonas impactadas por minería pueden adquirir tolerancia a Pb y Cd y, por ello, respalda el aislamiento de cepas nativas como etapa inicial en estudios de remoción.

2.2 BASES TEÓRICAS

2.2.1 Contaminación por metales pesados en medios acuosos.

El agua es indispensable para la vida y para la dinámica de los ecosistemas, de manera que la incorporación de contaminantes químicos, biológicos o metálicos puede deteriorar la salud de las personas, la biodiversidad y las condiciones del ambiente. Entre los metales pesados, el Pb y el Cd destacan por su toxicidad, permanencia y tendencia a acumularse, características que elevan la probabilidad de exposición en sitios contaminados (Bouida et al., 2022). Su presencia en sistemas acuáticos puede estar vinculada con actividades industriales, agrícolas y mineras que

descargan al entorno residuos, efluentes o partículas portadoras de metales (Aziz et al., 2023).

Dentro de la actividad minera, los relaves pueden actuar como fuentes de contaminación porque contienen metales y otras sustancias susceptibles de desplazarse hacia suelos, sedimentos o cuerpos hídricos cuando su manejo es deficiente (Cacciuttolo et al., 2023). A nivel experimental, este fenómeno puede reproducirse mediante soluciones acuosas artificiales con cantidades conocidas de Pb y Cd, lo que facilita medir la remoción en un sistema controlado antes de trasladar la evaluación a matrices ambientales reales.

2.2.2 Contaminación del suelo

El suelo interviene en procesos esenciales como el sostenimiento de los ecosistemas, la producción vegetal, la regulación del agua y los ciclos biogeoquímicos; tales funciones, sin embargo, pueden verse afectadas cuando recibe contaminantes físicos, químicos o biológicos en cantidades que exceden su capacidad natural de recuperación. Se considera que existe contaminación del suelo cuando compuestos persistentes, entre ellos metales pesados, hidrocarburos, plaguicidas u otras sustancias tóxicas, modifican su estructura, fertilidad, biodiversidad o capacidad para permitir el desarrollo vegetal (Correia et al., 2025). El problema es especialmente relevante en áreas mineras, donde los relaves pueden aportar plomo (Pb), cadmio (Cd), cobre (Cu), zinc (Zn) y otros metales que se acumulan en el suelo y generan riesgos ecológicos al desplazarse por lixiviación, escorrentía o dispersión de partículas (Zhao et al., 2023).

La respuesta del suelo frente a los contaminantes está determinada por propiedades de tipo físico, químico y biológico, entre ellas la textura, pH, proporción de materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico, humedad y actividad de los microorganismos. Estas características regulan la retención, el desplazamiento, la biodisponibilidad, así como el grado de toxicidad de estos metales, razón por la cual la susceptibilidad a la contaminación no es igual en todos los suelos (Wan et al., 2024). En zonas alteradas por la minería, la acumulación de relaves y residuos metálicos puede afectar funciones edáficas relacionadas con los nutrientes, la microbiota y la interacción entre suelo y planta. De ahí la necesidad de evaluar

ambientalmente estos materiales, pues su composición y capacidad de lixiviación pueden facilitar el paso de contaminantes hacia suelos, sedimentos y masas de agua próximos (Cacciuttolo et al., 2023).

La contaminación del suelo puede proceder de actividades industriales, mineras, agrícolas, domésticas y urbanas. En relación con los metales pesados, su ingreso se asocia principalmente con deposición atmosférica, fertilizantes minerales, estiércol, plaguicidas, riego con agua contaminada, lodos residuales y desechos industriales (Wan et al., 2024). En áreas agrícolas, la aplicación prolongada de fertilizantes fosfatados, plaguicidas y enmiendas orgánicas puede introducir cadmio, plomo, arsénico, cobre, zinc y otros elementos traza, deteriorando el ambiente y aumentando la posibilidad de que sean transferidos a los cultivos (Rashid et al., 2023). Por su parte, residuos de origen industrial o minero pueden alcanzar las aguas subterráneas por infiltración, especialmente ante derrames, disposición deficiente o controles insuficientes en los lugares de almacenamiento (Singh et al., 2025).

Entre los factores que deterioran los suelos agrícolas también se encuentra el empleo de plaguicidas y biocidas. Aunque estos productos se utilizan para controlar insectos, hongos, malezas y otros organismos perjudiciales para la producción, una aplicación excesiva o incorrecta puede dejar compuestos persistentes, modificar la microbiota del suelo, afectar especies no objetivo y facilitar el desplazamiento de contaminantes hacia el agua (Alengebawy et al., 2021). De manera similar, una gestión deficiente de residuos sólidos, lodos y aguas residuales puede añadir materia orgánica en descomposición, exceso de nutrientes, sales, microorganismos patógenos y sustancias químicas que alteran la calidad edáfica. En terrenos agrícolas, la acumulación de sodio, calcio y magnesio puede producir salinización, dificultar la captación de agua mediante las raíces, además de disminuir el rendimiento de los cultivos, sobre todo cuando existen problemas de riego o drenaje (Valencia et al., 2024).

Para este estudio, la contaminación del suelo y de los relaves tiene particular importancia porque ambos medios pueden concentrar metales pesados persistentes y, simultáneamente, contener microorganismos que se han adaptado a condiciones adversas. Los relaves no son materiales completamente inertes; su composición

química puede variar, poseen capacidad de lixiviación y pueden dispersar contaminantes hacia otras matrices del entorno (Cacciuttolo et al., 2023). Esta característica sustenta la decisión de aislar cepas fúngicas nativas del relave de Alto Inambari, Puno, dado que los microorganismos procedentes de ambientes contaminados pueden exhibir tolerancia a los metales y tener utilidad en procesos experimentales de biorremediación (Dusengemungu et al., 2022).

2.2.3 Relaves mineros

Los relaves mineros pueden comportarse como materiales ambientalmente activos, debido a que presentan posibilidad de generar drenaje ácido, baja fertilidad, reducido proporción de materia orgánica, escasez de nutrientes y cantidades variables de metales capaces de movilizarse. Cuando el medio se vuelve ácido, la solubilidad de determinados metales aumenta y con ello se facilita su desplazamiento hacia suelos, sedimentos y aguas tanto superficiales como subterráneas (Sarathchandra et al., 2023). Si estos residuos no cuentan con una disposición final apropiada, el arrastre o la filtración de los metales puede perjudicar los ecosistemas de la zona de influencia, en especial los suelos y cuerpos de agua próximos (Pardavé et al., 2022). En consecuencia, su gestión debe incorporar caracterización fisicoquímica, vigilancia ambiental y medidas de tratamiento o remediación que limiten la dispersión de contaminantes.

En esta investigación, el relave de Alto Inambari, Puno, constituye una matriz de interés ambiental por dos razones: puede contener metales pesados derivados de la minería y también servir como hábitat para microorganismos adaptados al estrés. Esta segunda característica hace posible recuperar cepas fúngicas nativas potencialmente tolerantes a Pb y Cd y valorar posteriormente su utilidad en procesos de biorremediación bajo condiciones controladas. Así, el análisis del relave no se restringe a reconocerlo como una fuente de contaminación, sino que permite considerarlo también como reservorio de microorganismos capaces de interactuar con metales pesados.

a. Características

Un relave minero contiene fases sólida y líquida en proporciones que varían según el proceso de beneficio aplicado, el nivel de molienda y la forma de disposición. La fase sólida suele incluir roca triturada y molida, fracciones finas, minerales que permanecen después del proceso y sustancias químicas usadas durante la actividad minera; la parte líquida corresponde principalmente al agua utilizada en la concentración de minerales (Manaviparast et al., 2024). Sus características físicas cambian en función de la granulometría, la humedad, la densidad y la proporción agua-sólido. Además de arenas o partículas finas, pueden contener arsénico, cobre, plomo, zinc, aluminio, mercurio, manganeso y otros metales que representan un riesgo cuando se trasladan hacia suelos o cuerpos hídricos (Zhao et al., 2023). El tamaño reducido de las partículas, además de la relación entre agua y sólidos son rasgos relevantes porque condicionan la fluidez, la sedimentación, la estabilidad y la posibilidad de infiltración del material (Cacciuttolo y Marinovic, 2022).

b. Tipos de relaves mineros

Los relaves pueden distinguirse, de manera general, en dos tipos principales:

- El primer tipo corresponde a relaves con partículas sólidas de tamaño muy reducido. Debido a ello, su sedimentación es más lenta, pueden mantenerse suspendidas durante mayor tiempo y recorrer distancias más amplias desde el punto de descarga antes de depositarse. Tal comportamiento puede favorecer que los contaminantes alcancen suelos, sedimentos y cuerpos de agua situados en las proximidades (Manaviparast et al., 2024).
- El segundo tipo se caracteriza por partículas sólidas de mayor tamaño, las cuales sedimentan con mayor velocidad y tienden a acumularse más cerca de la zona donde el relave es descargado. Esta diferencia es relevante porque la granulometría interviene en la estabilidad del depósito, su permeabilidad, la capacidad para conservar agua y el desplazamiento interno de los metales (Zhao et al., 2023).

c. Relaves mineros de Sandia y Alto Inambari - Puno

En Sandia y, específicamente, en el distrito de Alto Inambari, los relaves están vinculados con actividades mineras que pueden afectar suelos, sedimentos y sistemas

hídricos cuando carecen de tratamiento o de una disposición apropiada. Evidencia procedente de zonas mineras del sur del Perú muestra que la extracción puede modificar las propiedades del suelo, alterar su cobertura superficial y favorecer la presencia de metales y otros elementos relacionados con los procesos extractivos (Cutipa-Chávez et al., 2022). A su vez, un manejo inadecuado de los relaves incrementa el riesgo para el suelo y el agua, ya que la infiltración, la escorrentía y el arrastre de partículas pueden trasladar los metales del residuo hacia matrices ambientales próximas (Pardavé et al., 2022).

Figura 1

Relave minero en el sector Buena Vista - Alto Inambari.



Fuente: Elaboración propia.

Figura 2

Relave con alto contenido de humedad en el sector de Buena Vista - Alto Inambari.



Fuente: Elaboración propia.

c. Parámetros fisicoquímicos del relave relacionados con el desarrollo de microorganismos.

El estudio fisicoquímico de un relave permite describir las condiciones bajo las cuales habitan y se desarrollan sus microorganismos autóctonos. Variables como pH, temperatura, contenido de humedad y conductividad eléctrica intervienen en el metabolismo, el crecimiento y la capacidad de adaptación de los hongos, especialmente cuando el ambiente presenta estrés asociado con metales y sales (Sharma et al., 2023; Lazim et al., 2024). Por otra parte, la textura y la densidad aparente aportan información sobre porosidad, aireación, conservación de humedad y movimiento del agua, aspectos que determinan las características del hábitat microbiano (Qader & Shekha, 2023; FAO, 2006). La humedad contribuye además al transporte de nutrientes y al mantenimiento de la actividad microbiológica (Silva & Cárdenas, 2022). La evaluación conjunta de estos parámetros ayuda a interpretar el ambiente del relave y la adaptación de cepas fúngicas nativas con posible uso en la biorremediación de metales contaminantes (Dusengemungu et al., 2022).

2.2.4 Metales pesados

El término metales pesados se utiliza para elementos químicos de densidad y peso atómico elevados que, al superar las concentraciones naturales del ambiente, pueden producir efectos tóxicos. Cr, Cu, Zn, As, Se, Ag, Cd, Sn, Hg, Ti, Pb y Bi se encuentran entre los elementos de mayor interés sanitario y ambiental debido a su persistencia y a la posibilidad de acumularse en los organismos (Xu et al., 2024). Estos contaminantes inorgánicos pueden depositarse en diferentes ecosistemas y los cuerpos de agua constituyen receptores importantes debido a la facilidad con que pueden movilizarse y dispersarse. Al no ser biodegradables, permanecen en el entorno, ingresan a las cadenas alimentarias y pueden ser incorporados por organismos terrestres y acuáticos, dando lugar a bioacumulación y biomagnificación (Das et al., 2023).

- **Fuentes de metales pesados**

Fuente natural: Una proporción de los metales pesados proviene de las capas de la Tierra y de fenómenos geológicos que ocurren de manera natural. A partir de esas

fuentes, los elementos pueden trasladarse mediante mecanismos de naturaleza física, química y biológica hasta el aire, los sistemas acuáticos o el suelo. Una vez disponibles en el ambiente, pueden ser captados por las plantas e incorporarse más tarde a la cadena trófica, situación que favorece la biomagnificación (Xu et al., 2024).

Fuentes naturales transformadas: Comprenden materiales originalmente obtenidos de recursos naturales que posteriormente son modificados por la actividad humana, proceso que puede aumentar su disponibilidad en el ambiente y, con ello, el riesgo asociado.

- Actividad minera: la extracción y el procesamiento de minerales, así como la disposición de los residuos resultantes, constituyen fuentes importantes de metales pesados. Como consecuencia, estos elementos pueden alcanzar los sistemas acuáticos, al suelo así como a los sedimentos y generar efectos sobre los ecosistemas y las áreas agrícolas vecinas (Doku et al., 2025).

Tabla 1

Principales actividades industriales que generan los metales pesados como plomo y cadmio.

Industria	Metales	Contaminación derivada
Extracción y explotación minera	Pb, Cd	La extracción de minerales puede favorecer la liberación de Pb y Cd presentes en los materiales geológicos y generar residuos mineros que contienen estos metales.
Procesamiento y beneficio de minerales	Pb, Cd	Los procesos de trituración, molienda y concentración pueden generar residuos y efluentes con presencia de Pb y Cd.
Generación y disposición de relaves mineros	Pb, Cd	Los relaves pueden contener metales residuales como Pb y Cd que, dependiendo de sus características fisicoquímicas y de las condiciones ambientales, pueden movilizarse hacia el suelo, sedimentos o medios acuosos.

Fuente: Adaptado de Das et al. (2023), Xu et al. (2024) y Doku et al. (2025).

a) Cadmio (Cd)

El cadmio, cuyo símbolo es Cd y número atómico 48, es un elemento no biodegradable, blando, de tonalidad blanco azulada, con elevada toxicidad y sin una

función biológica reconocida en los organismos (Al-Khayri et al., 2023). Se asocia sobre todo con minerales de zinc y puede alcanzar suelos, aguas, sedimentos y seres vivos mediante procesos naturales y también por acciones humanas (Davidova et al., 2024). En medios acuáticos y edáficos, su desplazamiento está condicionado por el pH, la materia orgánica, la salinidad y la presencia de otros iones; dependiendo de estas condiciones, puede permanecer disuelto o quedar retenido en partículas de suelo y relave (Zhang et al., 2023). Debido a su permanencia, toxicidad y ausencia de papel metabólico, se reconoce al Cd como uno de los metales de mayor peligrosidad (Yang et al., 2025).

Las principales actividades que incorporan cadmio al entorno incluyen la minería, diversos procesos industriales, la quema de residuos, la producción de baterías y pigmentos y el empleo de fertilizantes fosfatados y la descarga de efluentes contaminados (Al-Khayri et al., 2023). Las emisiones procedentes de industrias o explotaciones mineras pueden llevar este metal al aire, desde donde puede viajar largas distancias asociado a partículas y depositarse después en agua, suelo o relaves mediante precipitación o sedimentación (Yang et al., 2025). También puede encontrarse en aguas residuales y en sectores vinculados con la minería, donde su liberación aumenta la probabilidad de contaminación del ambiente (Xu et al., 2024).

- **Efectos del cadmio sobre la salud humana:**

La exposición humana al cadmio ocurre principalmente por ingestión o inhalación y puede producirse a través de alimentos y agua contaminados, polvo presente en el ambiente o humo de cigarrillo (Yang et al., 2025). Después de ingresar al cuerpo, el metal circula por la sangre y tiende a concentrarse sobre todo en hígado y riñones, donde su prolongada vida media biológica favorece la aparición de toxicidad (Davidova et al., 2024). La exposición sostenida se ha asociado con lesiones renales, alteraciones del tejido óseo, problemas respiratorios, estrés oxidativo y daño celular, además de posibles repercusiones cardiovasculares y reproductivas (Mitra et al., 2022).

b) Plomo (Pb)

El plomo, identificado mediante el símbolo Pb y con número atómico 82, corresponde a un metal pesado de consistencia blanda, maleable, color gris azulado

y relativa resistencia a la corrosión (Bhasin et al., 2023). Está presente naturalmente en la corteza del planeta, aunque las actividades humanas —entre ellas minería, fundición, reciclaje de baterías, procesamiento de metales, empleo de pinturas, generación de residuos industriales y combustión de materiales contaminados— pueden elevar sus niveles ambientales (Briseño-Bugarín et al., 2024). Su persistencia, su capacidad de acumularse y su presencia en suelo, aire, agua y alimentos hacen del Pb uno de los metales tóxicos de mayor preocupación, particularmente en lugares próximos a focos industriales o mineros (Organización Mundial de la Salud [OMS], 2026). Cuando el suelo o el agua utilizada para riego contiene Pb, el metal también puede transferirse a cultivos y otros organismos vivos (Ali et al., 2022).

✓ **Efectos del Pb en la salud de las personas**

La exposición al Pb puede comprometer los sistemas nervioso, renal, cardiovascular, hematológico y gastrointestinal (OMS, 2026). Cuando se mantiene durante periodos prolongados, se ha asociado con hipertensión, deterioro renal, alteraciones neurológicas, dificultades en el desarrollo cognitivo, anemia y trastornos reproductivos (Bhasin et al., 2023). En espacios laborales y en áreas de actividad minera o industrial, la falta de medidas apropiadas de protección y control del entorno puede relacionarse con mayores concentraciones de plomo en sangre (Rivera y Pernía, 2021).

c) Consecuencias ambientales de la contaminación causada por metales

La permanencia prolongada del plomo y el cadmio permite que estos metales se acumulen en suelos, aguas, sedimentos y organismos, además de que posteriormente circulen por medio de las redes tróficas, generando efectos ambientales (Zaynab et al., 2021). Entre las manifestaciones posibles se encuentran el deterioro de la vegetación, la disminución de especies, modificaciones del crecimiento vegetal y la retención de metales en tejidos vegetales y animales (Moreno y Rojas, 2022). No obstante, la presencia de Pb, Cd u otros metales puede pasar inadvertida visualmente y requerir análisis de laboratorio de matrices como agua, suelo, aire, vegetación u organismos. Aun sin signos evidentes, estos contaminantes pueden originar toxicidad y bioacumulación, alterar procesos bioquímicos del suelo, afectar la biota acuática,

inducir estrés oxidativo en animales y plantas y representar un riesgo para las personas que consumen agua o alimentos contaminados (Mitra et al., 2022).

d) Efectos ambientales asociados con la contaminación por plomo

En áreas vinculadas con minería, fundición o depósitos de residuos metálicos, los suelos y relaves pueden contener Pb en cantidades variables. La ausencia de cobertura vegetal facilita que las partículas contaminadas sean transportadas por el viento, la escorrentía o la lixiviación y terminen incorporándose a aguas, sedimentos u otras matrices ambientales (Briseño-Bugarín et al., 2024). Como resultado, el plomo puede alterar características fisicoquímicas del suelo y deteriorar su calidad. Su persistencia y toxicidad explican que sea considerado un contaminante inorgánico de riesgo para suelo, agua y aire (Zaynab et al., 2021).

La capacidad del plomo para permanecer, acumularse y producir efectos tóxicos explica su potencial contaminante en el ambiente (Mitra et al., 2022). Las áreas cercanas a descargas industriales o mineras suelen concentrar mayores cantidades de Pb, mientras que los niveles pueden reducirse al aumentar la distancia con respecto a la fuente. En los ríos, el metal puede ingresar mediante efluentes sin tratamiento, transporte de sedimentos previamente contaminados o filtraciones provenientes de depósitos de residuos (Lavado et al., 2020). El Pb también puede concentrarse en organismos acuáticos y llegar a las personas mediante agua o alimentos contaminados, incrementando la exposición de las poblaciones asentadas cerca de los focos emisores (Ali et al., 2022).

e) Efectos ambientales asociados con la contaminación por cadmio

El cadmio puede incorporarse al ambiente a consecuencia de la alteración natural de rocas y la actividad volcánica, pero también por minería, fundición, quema de residuos, aplicación de fertilizantes fosfatados, producción de baterías y descargas industriales (Al-Khayri et al., 2023). Aunque no desempeña una función metabólica esencial en plantas ni seres humanos, puede ser absorbido por los cultivos y concentrarse en sus tejidos, lo que representa un riesgo cuando posteriormente pasa a la cadena alimentaria (Davidova et al., 2024).

La escorrentía, la infiltración, las aguas subterráneas, los efluentes industriales y los drenajes procedentes de áreas contaminadas constituyen vías por las que el Cd puede alcanzar cuerpos de agua (Xu et al., 2024). Una exposición prolongada en medios acuáticos puede perjudicar a peces, moluscos, crustáceos y otras especies, alterar su fisiología, disminuir su actividad habitual y facilitar que el metal se concentre en sus tejidos (Zaynab et al., 2021). Ante niveles elevados, algunos organismos pueden desarrollar lesiones hepáticas, alteraciones metabólicas y menor capacidad para regular o eliminar el Cd, aumentando así la posibilidad de que este pase a niveles superiores de la cadena trófica (Mitra et al., 2022).

En las plantas, el sistema radicular puede funcionar como un indicador de exposición al cadmio, ya que este metal tiende a limitar el crecimiento de las raíces y a reducir tanto su longitud como la biomasa de las plántulas. En arroz, por ejemplo, la presencia de Cd puede restringir el desarrollo radicular y afectar las primeras etapas de crecimiento aun cuando la germinación no se interrumpa necesariamente (Pernía et al., 2021). El metal también induce estrés oxidativo, altera enzimas y la absorción de nutrientes y puede retrasar el desarrollo vegetal (Al-Khayri et al., 2023). Estas alteraciones pueden reducir el rendimiento y facilitar la acumulación de Cd en las partes comestibles de la planta, con el consiguiente riesgo de exposición para animales y personas (Davidova et al., 2024).

2.2.5 Biorremediación

La biorremediación constituye una opción para tratar agua, suelos y aire afectados por metales contaminantes (Apaza y Valderrama, 2020). En contextos donde los relaves minero-metalúrgicos generan riesgo ambiental, puede recurrirse a microorganismos que toleran distintas concentraciones de metales y que son capaces de intervenir en la recuperación del medio (Pande et al., 2022). Aunque esta tecnología se utiliza desde hace años, su desarrollo progresivo la se ha consolidado como una opción cada vez más viable para fines de recuperación ambiental. Los procesos pueden utilizar hongos, bacterias, algas, plantas o enzimas y resultan de interés porque aprovechan mecanismos biológicos para disminuir la movilidad o el efecto tóxico de los contaminantes metálicos (Tang et al., 2024).

2.2.6 Tecnologías para la remoción de metales pesados

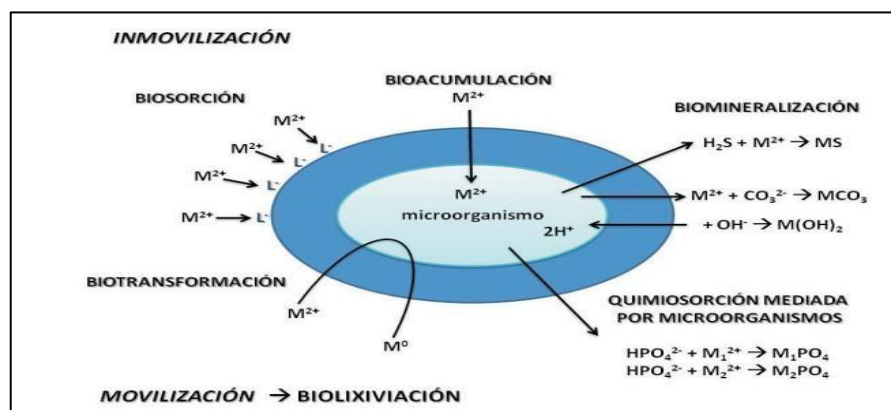
Como los metales no se degradan, las acciones de remediación se orientan a transformarlos, inmovilizarlos o extraerlos del ambiente. Las tecnologías disponibles para tratar iones metálicos suelen exigir condiciones operativas controladas y algunas de ellas pueden implicar costos considerables. De forma general, los métodos de remoción se dividen en alternativas fisicoquímicas y procesos biológicos o de biorremediación (Qasem et al., 2021). Estos últimos han recibido creciente atención porque aprovechan microorganismos o biomasa que pueden retirar, fijar o modificar metales mediante procesos de biosorción y bioacumulación, biomineralización y biotransformación (Pande et al., 2022).

2.2.7 Biomasa para remediar metales pesados

La biomasa destinada a procesos de remediación puede obtenerse de suelos impactados por minería, industrias u otras fuentes, buscando aislar hongos o bacterias que ya presenten tolerancia y una respuesta favorable frente a los metales pesados (Apaza y Valderrama, 2020). Para trabajar con suelos o soluciones contaminadas conviene disponer de biomasa que pueda cultivarse, adaptarse y manipularse con facilidad en el laboratorio. En este contexto, la biomasa de hongos resulta de interés por su rápido crecimiento, su disponibilidad y la presencia de grupos funcionales localizados en la pared celular capaces de establecer interacciones con iones metálicos (El et al., 2023).

Figura 3

Mecanismo de interacción entre microorganismos y metales pesados



Fuente: Adaptado de Pande et al. (2022).

2.2.8 Hongos como agentes de biorremediación

En la biomasa fúngica existen biopolímeros como quitina, glucanos y proteínas, además de otros constituyentes de la pared celular que proporcionan sitios activos donde pueden retenerse iones metálicos (El et al., 2023). Estos microorganismos pueden reproducirse sin requerimientos excesivamente complejos, su cultivo puede realizarse con costos relativamente bajos y su utilización en ensayos de remoción de metales pesados es técnicamente factible (Apaza y Valderrama, 2020). Tanto la biomasa viva como la inactiva puede intervenir dentro de procesos de remediación de ambientes contaminados con plomo, cadmio, cromo, arsénico y otros metales, por lo que representa una alternativa aplicable a zonas afectadas por efluentes industriales o mineros (Abid et al., 2025).

La fisiología, la ecología y las aplicaciones biotecnológicas de los hongos han sido objeto de numerosos estudios. En años recientes, parte de esta investigación se ha centrado en conocer cómo responden estos organismos ante metales pesados, considerando aspectos como tolerancia, desarrollo, producción enzimática y capacidad para biosorber o bioacumular dichos elementos (Tang et al., 2024).

Ciertos metales cumplen funciones necesarias en el metabolismo fúngico, mientras que otros carecen de una función biológica conocida. No obstante, incluso aquellos que son esenciales pueden producir toxicidad si su concentración supera las necesidades del microorganismo, lo que puede alterar tanto el crecimiento como la actividad metabólica del hongo (Pande et al., 2022).

Los metales con carácter ecotóxico pueden relacionarse directamente con enzimas extracelulares producidas por los hongos. Para que exista una respuesta fisiológica, sin embargo, es necesario que el metal entre en contacto con la biomasa o sea incorporado por el microorganismo. Los sistemas líquidos facilitan el estudio de esta interacción porque permiten controlar con mayor precisión variables como pH, cantidad inicial del metal, duración del contacto y temperatura (Lazim et al., 2024).

Durante el cultivo sumergido pueden formarse gránulos fúngicos con una relación superficie-volumen elevada y características mecánicas favorables. La pared celular de estas estructuras contiene principalmente polisacáridos, proteínas, lípidos y

distintos grupos funcionales que pueden fijar metales ecotóxicos a través de mecanismos como biosorción, formación de complejos, intercambio de iones y precipitación superficial (El et al., 2023).

La capacidad de los hongos y de sus enzimas ligninolíticas para retirar contaminantes orgánicos e inorgánicos ha sido examinada principalmente mediante soluciones acuosas sintéticas y ensayos de laboratorio. Investigaciones más recientes también han probado su desempeño en aguas residuales y efluentes con metales pesados, matrices que suelen ser más complejas porque contienen varios contaminantes y compuestos capaces de interferir con el proceso (Alabssawy y Hashem, 2024). Los componentes orgánicos e inorgánicos de estas aguas pueden limitar el crecimiento fúngico, disminuir la síntesis enzimática y reducir el rendimiento del proceso de retiro. A concentraciones traza, metales esenciales como Cu, Mn y Co pueden contribuir a ciertos procesos metabólicos, mientras que Pb, Cd y Hg, al no ser esenciales, pueden inhibir el desarrollo de los hongos cuando alcanzan niveles altos. La magnitud de estos efectos varía con la especie fúngica, la duración de la incubación, la concentración metálica y las condiciones experimentales utilizadas (Tang et al., 2024).

2.2.9 Biomasa bacteriana

La utilización de biomasa bacteriana permite retirar metales pesados de aguas residuales y soluciones contaminadas a través de mecanismos de biosorción, bioacumulación, biotransformación, biomineralización y generación de sustancias extracelulares (Pande et al., 2022). Algunas bacterias toleran cantidades elevadas de Pb, Cd y otros metales gracias a sistemas de resistencia que incluyen expulsión celular, formación de complejos e inmovilización de los iones metálicos (Tang et al., 2024). Estas bacterias pueden aislarse incluso de relaves mineros, ambientes en los que la presión por contaminación metálica favorece la presencia de microorganismos adaptados. Cuando existe compatibilidad e interacción positiva, la combinación de varias especies bacterianas también puede incrementar el desempeño de remoción (Alabssawy y Hashem, 2024).

a) Ventajas

Entre sus ventajas se encuentran un costo potencialmente menor, la disminución de impactos sobre el ambiente, una implementación relativamente sencilla y la posibilidad de optimizar la remoción mediante el control de las condiciones del proceso. Además, puede aprovechar materiales renovables y económicos, acumular iones metálicos en periodos cortos y funcionar en diferentes escenarios fisicoquímicos (Qasem et al., 2021). Algunas biomasas presentan afinidad selectiva por metales específicos y existe una amplia diversidad de hongos y bacterias con capacidad de remoción; bajo condiciones apropiadas, las células también pueden conservar su actividad o regenerarse. El rendimiento de las cepas puede mejorarse mediante selección, adaptación, inmovilización o combinación de microorganismos compatibles (Pande et al., 2022).

b) Desventajas

Entre sus limitaciones se encuentra la necesidad de conservar condiciones adecuadas para el crecimiento de los microorganismos, ya sea directamente en el lugar contaminado o dentro de un sistema experimental. La presencia de otros organismos, compuestos tóxicos, cambios de pH o salinidad y la competencia microbiana pueden restringir el desarrollo de hongos y bacterias (Tang et al., 2024). Algunos tratamientos dependen de cepas concretas, un suministro apropiado de nutrientes y condiciones que no inhiban su actividad. A ello se suma que la desorción puede recuperar solo una fracción de los metales, la ocupación progresiva de los sitios activos disminuye la capacidad de remoción y determinados metabolitos pueden complejar los iones metálicos y dificultar su precipitación o recuperación posterior (Qasem et al., 2021).

2.2.10 Hongos como agentes de remoción

Los hongos son organismos eucariotas provistos de núcleo y organelos delimitados por membranas, y pueden presentarse en formas unicelulares o pluricelulares. Su pared celular contiene quitina junto con otros polisacáridos, y su reproducción puede ocurrir por mecanismos sexuales o asexuales. Estas características les permiten establecerse en ambientes diversos, donde participan en la descomposición de

materia orgánica y pueden intervenir en la recuperación de espacios contaminados por metales pesados (Tang et al., 2024). En biotecnología ambiental resultan relevantes por su producción de enzimas, su capacidad para generar biomasa y los mecanismos que desarrollan para tolerar sustancias contaminantes (El et al., 2023). La eliminación o inmovilización de metales puede involucrar respuestas fisiológicas y genéticas, actividad enzimática, biosorción, bioacumulación, precipitación y la generación de complejos (Pande et al., 2022).

a) Usos ambientales de las cepas fúngicas

Las cepas fúngicas participan en distintos procesos y aplicaciones, los cuales se presentan a continuación.

Tabla 2

Aplicaciones ambientales de las cepas fúngicas

Cepa fúngica	Remoción de contaminante o residuo	Referencia
<i>Pleurotus pulmonarius</i>	Residuos orgánicos, compuestos persistentes y contaminantes presentes en matrices ambientales	Alabssawy y Hashem (2024)
<i>Hongos melanizados</i>	Metales pesados y radionúclidos	Tang et al. (2024)
<i>Pleurotus ostreatus</i>	Residuos orgánicos, colorantes y compuestos presentes en aguas residuales	Gomez et al. (2025)
<i>Agaricus bitorquis</i> , <i>P. floridianus</i> , <i>Volvariella volvacea</i> , <i>V. diplasia</i> y <i>P. sajor-caju</i>	Cadmio, zinc, níquel, plomo, cobre y hierro	Tang et al. (2024)
<i>P. pulmonarius</i> y <i>Glomus mosseae</i>	Hidrocarburos y contaminantes orgánicos	Alabssawy y Hashem (2024)
<i>Lentinula edodes</i>	Fenoles, colorantes y compuestos orgánicos persistentes	Tang et al. (2024)
<i>Aspergillus niger</i> y <i>Rhizopus</i>	Plomo y cadmio	Apaza y Valderrama (2020);

<i>spp.</i>		Qader y Shekha (2023)
<i>Trichoderma sp.</i> , <i>Penicillium sp.</i> , <i>Penicillium cluniae</i> , <i>Trichoderma asperellum</i> y <i>T. harzianum</i>	Plomo, cromo, cadmio y mercurio	Ramos et al. (2025)
<i>Fusarium solani</i>	Cobre y otros metales pesados	Ramos et al. (2025)
<i>Talaromyces muroii</i> , <i>T. flavus</i> y <i>Penicillium velutinum</i>	Plomo	Ramos et al. (2025)

Fuente: Elaboración basada en Apaza y Valderrama (2020), Tang et al. (2024), Alabssawy y Hashem (2024), Gomez et al. (2025), Qader y Shekha (2023) y Ramos et al. (2025).

b) Genero *Aspergillus*

El género *Aspergillus* agrupa hongos filamentosos pertenecientes a los ascomicetos. Su crecimiento ocurre a través de hifas que se alargan, se ramifican y conforman una red conocida como micelio. Esta organización incrementa considerablemente la superficie disponible para captar nutrientes y facilita la colonización eficiente de diferentes sustratos (Rosas-Vega et al., 2025). Muchas especies utilizan como sustrato materia orgánica integrada por moléculas grandes y complejas que deben fragmentarse antes de ser aprovechadas nutricionalmente. Para ello, los hongos filamentosos liberan enzimas como celulasas, xilanasas, amilasas y lipasas, implicadas en la degradación de biomasa y aprovechadas también en múltiples procesos industriales (Lübeck et al., 2022).

Las especies de *Aspergillus* son frecuentes en el suelo y en numerosos ambientes y tienen la capacidad de producir conjuntos de enzimas que pueden degradar diferentes compuestos orgánicos. Algunas de ellas también muestran un desempeño favorable en fermentación, secreción proteica y adaptación a condiciones ambientales cambiantes, lo que ha permitido su uso en las industrias alimentaria, energética, textil y biotecnológica (Rosas-Vega et al., 2025). Dentro de las aplicaciones ambientales, *Aspergillus niger* ha sido estudiado ante metales como Pb y Cd debido a su tolerancia frente a medios contaminados y por su aptitud de biosorción (Qader y Shekha, 2023).

c) Genero *Pseudomona spp.*

Pseudomonas es un género perteneciente a la familia Pseudomonadaceae. Sus integrantes presentan forma de bacilos rectos o con ligera curvatura, son Gram

negativas y, en general, poseen movilidad gracias a flagelos polares. Habitan suelos, aguas y otros ambientes naturales, aunque determinadas especies pueden actuar como patógenos oportunistas de animales o plantas (Balíková et al., 2022).

Las bacterias del género *Pseudomonas* cuentan con recursos metabólicos y genéticos que favorecen su adaptación a entornos contaminados, la descomposición de compuestos orgánicos y la tolerancia a metales pesados. Algunas cepas sintetizan exopolisacáridos, sideróforos y otras moléculas extracelulares que pueden contribuir a capturar, fijar o biosorber iones metálicos, propiedades que explican su interés para procesos de biorremediación (Balíková et al., 2022).

Ciertas bacterias de este género sintetizan pigmentos fluorescentes, solubles en agua y generalmente de tonalidad amarillo verdosa. Algunos de estos compuestos funcionan como sideróforos, es decir, moléculas que captan hierro disponible en el medio y facilitan su utilización por el microorganismo. Estas sustancias también pueden intervenir en la interacción con otros metales presentes en ambientes contaminados (Balíková et al., 2022).

Diversas especies de *Pseudomonas* intervienen en el ciclo del carbono y en la degradación de numerosos compuestos ambientales. Por esa versatilidad se consideran microorganismos de interés para la biorremediación, sobre todo cuando forman parte de consorcios o comparten el ambiente con otras especies capaces de complementar sus rutas metabólicas (Pande et al., 2022).

Figura 4

Mecanismo de interacción entre microorganismos y metales pesados



Fuente: Adaptado de Pande et al. (2022).

d) Genero *Klebsiella* spp.

Klebsiella comprende bacilos gramnegativos, no móviles, incluidos dentro de la familia Enterobacteriaceae. Entre las especies descritas se encuentran *K. pneumoniae*, *K. oxytoca*, *K. planticola* y *K. terrigena*. En *Klebsiella* spp., la zona más externa de la célula puede estar rodeada por una cápsula polisacárida que constituye una característica distintiva respecto de otros géneros de la misma familia (Gómez, 2020).

Estas bacterias poseen morfología bacilar, pueden estar encapsuladas, carecen de flagelos y no producen esporas, por lo que no presentan movilidad. Son anaerobias facultativas, muestran un crecimiento óptimo aproximado entre 30 °C y 37 °C, producen enzimas como catalasa y ureasa y pueden fermentar diferentes carbohidratos, generando ácidos como parte de su metabolismo (Gómez, 2020).

Klebsiella spp. puede desarrollarse en suelos, sistemas acuáticos, aguas residuales y otros ambientes con elevada disponibilidad de nutrientes. Algunas cepas presentes en medios contaminados toleran metales pesados mediante mecanismos de resistencia, formación de biopelículas, secreción de sustancias extracelulares y acumulación o inmovilización de iones (Tang et al., 2024). Estas propiedades hacen que determinadas cepas bacterianas sean consideradas de interés para la biorremediación; sin embargo, su posible relevancia sanitaria obliga a estudiar cualquier aplicación bajo condiciones estrictamente controladas.

Figura 5

Mecanismo de interacción entre microorganismos y metales pesados



Fuente: Adaptado de Tang et al. (2024).

e) Genero Consorcio microbiano.

Se entiende por consorcio microbiano a una comunidad integrada por dos o más poblaciones de microorganismos pertenecientes a especies diferentes que funcionan de manera conjunta dentro de un sistema. Esta asociación posibilita la distribución de tareas metabólicas, el intercambio de señales químicas y una acción coordinada en la transformación o inmovilización de contaminantes que puede superar el desempeño de poblaciones aisladas (Qattan, 2025).

La asociación de distintas poblaciones permite que los consorcios realicen funciones complejas, resistan mejor las variaciones del entorno y mantengan una mayor estabilidad a lo largo del tiempo. Su diversidad metabólica también puede favorecer la degradación de sustancias orgánicas, incrementar la tolerancia frente a metales pesados y facilitar la adaptación a condiciones ambientales cambiantes (Qattan, 2025).

De acuerdo con Tang et al. (2024) y Qattan (2025), un consorcio debe reunir las siguientes características:

- Interacción entre sus integrantes mediante el intercambio de compuestos o señales moleculares.
- Distribución de funciones, lo que facilita la optimización de cada reacción de conversión.
- Capacidad para ejecutar funciones que comprenden varias etapas.
- Los integrantes comparten al menos un factor común, como determinadas condiciones del ambiente.
- Respuesta rápida y alta competitividad en la rizosfera.
- Sinergismo con cada organismo.
- Capacidad de desarrollarse tanto con aire como sin él.
- Producir enzimas de modo natural.
- Facilidad para su manejo y para incrementar la biomasa.
- Amplio espectro de acción.

- Alternativa económica y segura para el ambiente.

La diversidad metabólica de un consorcio puede aumentar su resistencia durante periodos con escasa disponibilidad de nutrientes, ya que distintas especies son capaces de intercambiar metabolitos y contribuir al mantenimiento de la comunidad. Esta variedad funcional favorece la estabilidad del sistema y permite conservar procesos ecológicos incluso cuando algunas poblaciones disminuyen su abundancia (Guo et al., 2024).

El uso de consorcios microbianos ofrece ventajas relacionadas con una mayor tolerancia a variaciones ambientales, adaptación a residuos de composición compleja y posibilidad de elevar la eficiencia con la que se retiran contaminantes. En aplicaciones de biorremediación, las asociaciones bacterianas han mostrado utilidad frente a metales pesados, hidrocarburos y otras sustancias persistentes mediante mecanismos que incluyen biosorción, bioacumulación, reacciones de oxidación-reducción y transformaciones enzimáticas (Qattan, 2025).

2.2.11 Proceso de biorremediación mediante la cepa fúngica *Aspergillus niger*

La biorremediación de metales contaminantes aprovecha procesos biológicos en los que los microorganismos se relacionan con los contaminantes y disminuyen su toxicidad, movilidad o disponibilidad en el ambiente (Xie, 2024). Entre los mecanismos más importantes se encuentran biosorción, bioacumulación, biotransformación e inmovilización, que pueden actuar de manera conjunta para estabilizar los metales existentes en el suelo (Sen y Shweta, 2024).

Dentro de estas estrategias, *Aspergillus niger* ha mostrado capacidad para retirar metales como Pb y Cd, resultado asociado con la combinación de distintos mecanismos de biorremediación (Zareh et al., 2022). El hongo puede intervenir tanto en biosorción como en bioacumulación, contribuyendo a retener los metales y a reducir la fracción disponible en sistemas contaminados (Gendy et al., 2023).

Aspergillus niger también es relevante en procesos de biotransformación, pues puede favorecer la generación de compuestos o precipitados metálicos con menor movilidad en el medio (Medina-Armijo et al., 2024). La acción conjunta de estos mecanismos sustenta que esta especie sea considerada una alternativa biotecnológica

con posibilidades de aplicación en procesos de recuperación de suelos afectados por metales contaminantes (Sen y Shweta, 2024).

Figura 6

*Proceso de biorremediación mediante la cepa fúngica *Aspergillus niger**



Fuente: Adaptado de Ogundolie et al. (2024).

Este proceso se desarrolla de la manera siguiente:

- Presencia inicial de metales pesados en el suelo

La biorremediación de un suelo contaminado mediante *Aspergillus niger* parte de la existencia de metales, entre ellos plomo (Pb²⁺) y cadmio (Cd²⁺), elementos que presentan elevada toxicidad, permanecen en el entorno y poseen escasa degradabilidad (Bala et al., 2020). Cuando se encuentran en formas solubles, su desplazamiento y disponibilidad en el suelo aumentan, situación que puede elevar los riesgos para los ecosistemas y también para la salud humana (Redha, 2020).

- Inoculación y desarrollo del micelio

Después de la inoculación en el suelo afectado, *Aspergillus niger* forma una red micelial que amplía el contacto entre la biomasa y los contaminantes. En esta fase se produce biosorción, mecanismo por el cual los iones de metales pesados quedan retenidos en la pared celular del hongo (Chintalapudi et al.,

2020). Dicha pared contiene quitina, glucanos y proteínas que incorporan grupos funcionales como carboxilos, hidroxilos y aminos, capaces de favorecer la unión de los metales por medio de interacciones electrostáticas (Mukhopadhyay et al., 2011).

➤ Generación de ácidos orgánicos y formación de precipitados

En una etapa posterior, *Aspergillus niger* puede secretar ácidos orgánicos, sobre todo ácido oxálico y cítrico, que participan en la modificación de los metales presentes en el suelo (Anuar et al., 2020). Estos ácidos pueden inducir reacciones de precipitación y transformar determinadas formas solubles en productos insolubles, como ocurre con el oxalato de plomo; de este modo se reduce el desplazamiento del metal y también su toxicidad ambiental (Redha, 2020; Anuar et al., 2020).

➤ Bioacumulación intracelular

Otra vía de acción consiste en la bioacumulación, mediante la cual *Aspergillus niger* incorpora una parte de los iones metálicos al interior de las células y los almacena en estructuras internas o los asocia con componentes celulares determinados (Anuar et al., 2020). Al retirar estos iones de la fracción libre del suelo, el mecanismo contribuye a disminuir su concentración disponible y, en consecuencia, su biodisponibilidad (Mukhopadhyay et al., 2011).

➤ Inmovilización de los metales y disminución del riesgo ambiental

Al final del proceso, los metales pueden quedar inmovilizados al fijarse en la biomasa del hongo o al convertirse en compuestos estables de baja solubilidad (Bala et al., 2020). Esta estabilización limita su lixiviación hacia aguas subterráneas y reduce la posibilidad de absorción por las plantas, disminuyendo así el riesgo de dispersión ambiental de los contaminantes (Redha, 2020).

2.2.12 Soluciones acuosas artificiales.

Las soluciones acuosas artificiales son preparaciones de laboratorio en las que se agregan cantidades conocidas de uno o más solutos al agua, con el propósito de obtener sistemas experimentales controlables y reproducibles. Amin et al. (2024), por ejemplo, prepararon soluciones con concentraciones definidas de Pb^{2+} y Cd^{2+} para estudiar su remoción bajo distintas condiciones. Hernández Pérez et al. (2025) trabajaron de manera semejante con soluciones modelo que contenían Pb(II) y Cd(II), regulando factores como pH, periodo de contacto y concentración metálica.

El uso de soluciones preparadas permite aislar el comportamiento de los contaminantes y comprobar cómo diversas condiciones modifican su remoción. Mubark et al. (2025) estudiaron Pb(II) y Cd(II) en sistemas acuosos sintéticos en los que variaron el pH, la concentración de partida y la duración del contacto. De forma concordante, Hernández Pérez et al. (2025) mostraron que el control de estos factores hace posible examinar experimentalmente la eliminación de ambos metales dentro de un medio acuoso definido.

2.2.13 Normativa

- El Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM aprobó los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua y las disposiciones complementarias correspondientes (MINAM, 2017).
- Mediante el Decreto Supremo N.º 011-2017-MINAM se aprobaron los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) aplicables al suelo (MINAM, 2017).
- La guía ministerial para el muestreo de suelos establece criterios y especificaciones para identificar, delimitar y evaluar áreas con contaminación del suelo (MINAM, 2014).

CAPÍTULO III

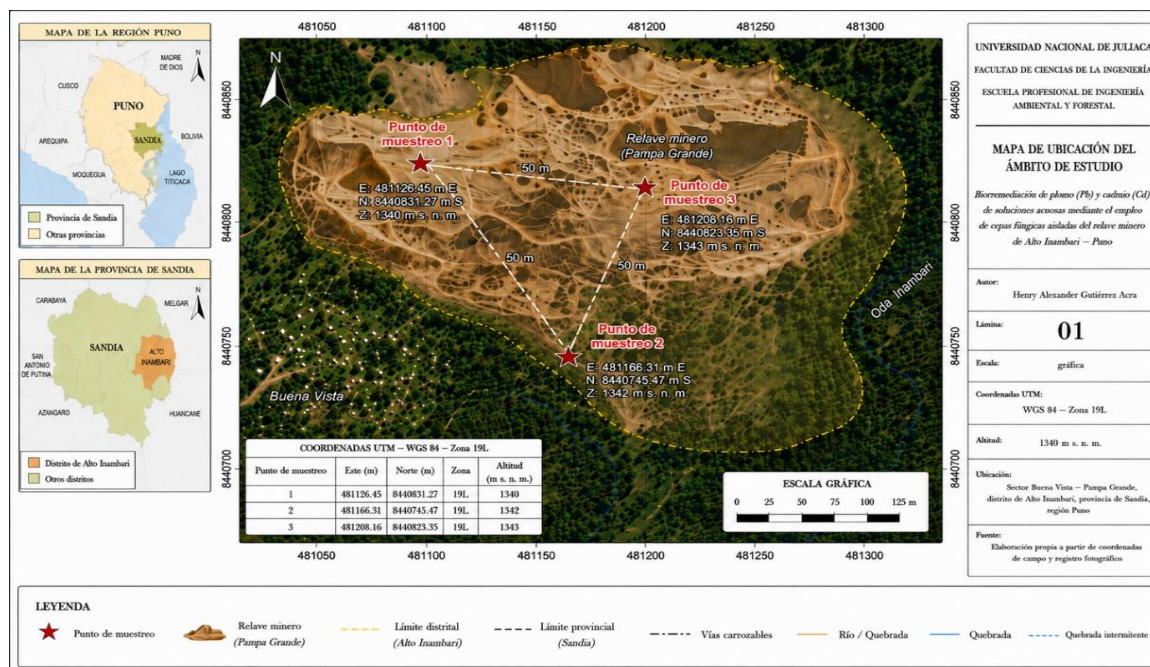
MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 ÁMBITO DE ESTUDIO

La investigación se desarrolló en Alto Inambari, distrito perteneciente a la provincia de Sandia, región Puno. El relave se muestreó en el sector Buena Vista – Pampa Grande, ubicado a 1340 m s. n. m.; dentro de un mismo depósito se seleccionaron tres puntos dispuestos triangularmente y separados entre sí por alrededor de 50 m. Las coordenadas de cada punto se muestran en el mapa correspondiente al área de estudio. La elección de este sector respondió a la presencia de residuos mineros y a la posibilidad de obtener de ellos cepas fúngicas nativas. La toma de muestras consideró los lineamientos para suelos con potencial contaminación definidos por el Ministerio del Ambiente [MINAM] (2014). Posteriormente, los ensayos se ejecutaron en los laboratorios de la UNAJ con soluciones acuosas artificiales de Pb y Cd.

Figura 7

Mapa de ubicación del ámbito de estudio



Nota. elaborado en base a Arcgis.

Fuente: Elaboración propia.

3.2 TIPO, DISEÑO Y NIVEL DE INVESTIGACIÓN

- El trabajo correspondió a un estudio de tipo aplicado, puesto que examinó cepas fúngicas nativas recuperadas del relave minero como alternativa para retirar Pb y Cd presentes en soluciones acuosas artificiales. El enfoque fue cuantitativo, ya que se cuantificaron concentraciones metálicas y porcentajes de remoción en condiciones controladas. Se empleó un diseño experimental al modificar deliberadamente el pH, el periodo de contacto y la concentración de partida para establecer su efecto sobre la remoción. El nivel fue explicativo porque se buscó determinar cómo estas variables incidieron en la eficiencia obtenida para Cd y Pb. Además, la investigación tuvo carácter prospectivo, debido a que la información se produjo durante la ejecución de los ensayos de laboratorio (Ramos-Galarza, 2021).
- Adicionalmente se efectuó una descripción de las cepas fúngicas obtenidas, basada en sus rasgos morfológicos y en el patrón de crecimiento observado en medios de cultivo determinados. Esta caracterización permitió vincular la identidad de los hongos con el desempeño que posteriormente mostraron en las pruebas experimentales para retirar Pb y Cd.

3.3 POBLACIÓN Y MUESTRA

3.3.1 Población

La población considerada estuvo integrada por las cepas fúngicas nativas existentes en el relave minero del sector Buena Vista – Pampa Grande, localizado en Alto Inambari, Puno.

3.3.2 Muestra

La muestra comprendió las cepas fúngicas recuperadas a partir de 3 kg de relave obtenidos en tres puntos del sector Buena Vista – Pampa Grande, Alto Inambari, Puno, recolectándose aproximadamente 1 kg por cada punto. El procedimiento tomó como referencias la guía ministerial para el muestreo de suelos, ajustada a las características del relave utilizado como matriz para el aislamiento de hongos (MINAM, 2014), y el manual de buenas prácticas para investigar sitios contaminados, en su apartado de muestreo de Suelo (MINAM, 2016). A partir de

este material se aislaron y caracterizaron las cepas nativas que luego fueron utilizadas en los ensayos con soluciones artificiales de Pb y Cd.

3.4 HIPÓTESIS DE INVESTIGACIÓN

3.4.1 Hipótesis general

Las cepas fúngicas nativas obtenidas del relave minero de Alto Inambari – Puno son capaces de retirar Pb y Cd presentes en soluciones acuosas artificiales, logrando eficiencias superiores al 50 % cuando las condiciones son favorables; además, el nivel de remoción cambia según el pH, el periodo de contacto y la concentración de partida del metal.

3.4.2 Hipótesis específicas

- Las propiedades fisicoquímicas del relave de Alto Inambari – Puno, expresadas mediante pH, temperatura, humedad, conductividad eléctrica, textura y densidad aparente, configuran condiciones vinculadas con la presencia y adaptación de cepas fúngicas nativas.
- El relave minero de Alto Inambari – Puno alberga cepas fúngicas nativas que pueden desarrollarse bajo las condiciones propias de ese ambiente y que poseen potencial de uso para retirar plomo (Pb) y cadmio (Cd).
- La remoción de plomo (Pb) y cadmio (Cd) difiere al combinar concentraciones iniciales de 5, 10 y 20 ppm, valores de pH de 3, 4 y 5 y tiempos de contacto de 0, 24 y 48 horas, de modo que ciertas combinaciones experimentales permiten obtener eficiencias más elevadas.

3.5 EQUIPOS Y MATERIALES

3.5.1 Equipos

Agitador magnético, pH-metro, autoclave, estufa, microscopio, incubadora, termómetro digital, balanza analítica, multiparámetro, refrigerador, estereoscopio, cámara de flujo laminar, turbidímetro, espectrofotómetro de absorción atómica.

3.5.2 Materiales

Tubo de ensayo, papel filtro, fioles de 250, 500 y 1000 ml , pipeta de 2,5 y 10 ml , micropipeta de 50 y 1000 µl, probeta de 50, 100 y 500 ml , gradilla de tubos de ensayo, placas Petri, pinzas, mortero, matraces de 100, 250, 500 y 1000 ml , beakers de 100, 250, 500 y 1000 ml , espátula, asa de kolle, papel pH, cubreobjetos, laminas, tubos de centrifuga de 15 ml de plástico, envases de plástico, bandeja de plástico, frascos de plástico, guantes, barbijo, cooler, bolsas de polipropileno, frascos de vidrio, algodón, encendedor, marcador, agua destilada, jeringa, pabilo, papel aluminio.

3.5.3 Reactivos

Azul de lactofenol, nitrato de Cadmio, nitrato de Plomo, ácido sulfúrico, ácido clorhídrico, hidróxido de sodio, hipoclorito de sodio, alcohol

3.5.4 Insumos

Medio Sabouraud Dextrosa, Papa Dextrosa y caldo Sabouraud Dextrosa.

3.6 PROCEDIMIENTO METODOLÓGICO

3.6.1 Determinación de las características fisicoquímicas del relave minero de Alto Inambari – Puno.

El desarrollo de este procedimiento estuvo basado en la Guía para Muestreo de Suelos del MINAM (2014) y en metodologías y criterios técnicos establecidos por Bouyoucos (1927), Blake y Hartge (1986), FAO (2006), EPA (2004), ASTM International (1998), Soil Survey Staff (2024) y la norma UNE 77308:2001, así mismo con la guía de un biólogo especializado de la Universidad Nacional de Juliaca.

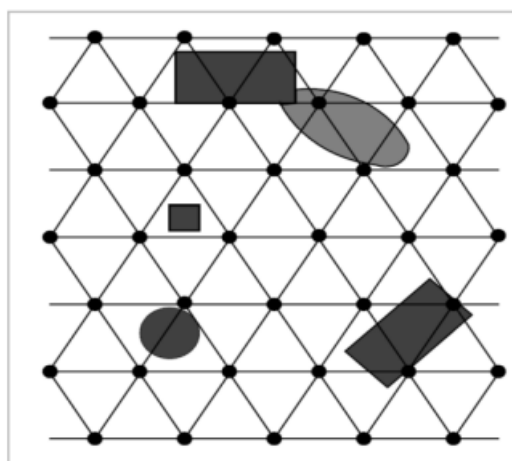
Recolección y preparación de la muestra.

La toma del relave se planificó considerando los criterios contenidos en los lineamientos de muestreo de suelos del MINAM (2014). En el depósito se definieron tres puntos separados aproximadamente 50 m y organizados en una distribución triangular. De cada punto se extrajo alrededor de 1 kg de material, que se guardó en

bolsas Ziploc debidamente identificadas. Una vez en el laboratorio, las tres porciones se combinaron y homogenizaron hasta formar una muestra compuesta que se utilizó tanto para la evaluación fisicoquímica como para aislar las cepas fúngicas.

Figura 8

Esquema de distribución de puntos de muestreo mediante rejilla triangular.



Fuente: Adaptado de MINAM (2014).

Caracterización fisicoquímica de la muestra

a) Textura

La textura fue determinada mediante sedimentación en cilindro, método sustentado en la sedimentación diferencial de las partículas según la ley de Stokes (1851) y con referencia al procedimiento de Bouyoucos (1927) citado por Callesen et al. (2023). Para ello se colocaron 100 ml de relave minero junto con agua destilada en una probeta graduada, la mezcla se agitó intensamente y permaneció en reposo durante 48 horas. Cumplido el periodo, se registró la altura alcanzada por las capas de las fracciones de arena, limo y arcilla dentro de la columna. La clase textural se definió posteriormente con el triángulo del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA), conforme a Soil Survey Staff (2024).

b) Temperatura

La temperatura se midió con un termómetro de penetración siguiendo como referencia los criterios de medición directa de temperatura del suelo señalados por Soil Survey Staff (2024). La muestra de relave se dispuso en un vaso de precipitados

y se introdujo el sensor hasta 5 cm de profundidad y se esperaron 2 minutos antes de anotar el valor, con el fin de obtener una lectura estable.

c) pH

Para establecer el pH se emplearon tanto tiras de papel tornasol como un pH-metro, considerando el Método 9045D de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, 2004). La muestra se humedeció previamente con agua destilada; después se colocó el papel reactivo, cuyo color se comparó con la escala proporcionada por el fabricante, y el resultado fue corroborado con el pH-metro.

d) Densidad Aparente

El valor de densidad aparente se obtuvo con el procedimiento del cilindro (core method), siguiendo el procedimiento de Blake y Hartge (1986) y los criterios técnicos complementarios de la FAO (2006). Se introdujo cuidadosamente en la muestra un cilindro metálico de volumen conocido ($V = 100 \text{ cm}^3$), procurando recuperar material representativo sin modificar su estructura. El contenido del cilindro se secó en horno a 105°C y luego se determinó su masa. La densidad aparente se calculó de acuerdo con Blake y Hartge (1986) mediante la fórmula siguiente:

$$p_b = \frac{P_s}{V}$$

Donde:

- ρ_b = Densidad aparente (g/cm^3)
- P_s = Peso del relave minero seco (g)
- V = Volumen del cilindro (cm^3)

e) Humedad

La humedad del relave se cuantificó por gravimetría mediante secado en estufa, adaptando el procedimiento de la norma ASTM D2216-98 para determinar agua en suelos, rocas y materiales similares. Inicialmente se pesaron 100 g de muestra húmeda, se colocaron en una cápsula metálica y se sometieron a 105°C durante 2 horas. Después del secado se volvió a pesar el material para obtener su masa seca. El porcentaje de humedad fue calculado a partir de la diferencia entre las masas húmeda

y seca con relación a la masa seca, aplicando posteriormente la fórmula indicada a continuación:

$$\%H = \frac{PSH - PSS}{PSS} \times 100$$

Donde:

- b) %H = Porcentaje de humedad
- c) PSH = Peso del relave minero húmedo
- d) PSS = Peso del relave minero seco

f) Conductividad Eléctrica

La conductividad eléctrica se determinó con un conductímetro digital mediante una adaptación de la norma UNE 77308:2001, equivalente a ISO 11265:1994. Se obtuvo un extracto de relave con agua destilada en una proporción 1:2; la mezcla permaneció 30 minutos en reposo con agitación y, posteriormente, se filtró para efectuar la lectura de conductividad en la solución obtenida.

3.6.2 Aislamiento y caracterización de cepas fúngicas nativas del relave minero de Alto Inambari – Puno.

El desarrollo de este procedimiento estuvo basado en los principios de aislamiento de cultivos puros descritos por Koch (1881), así como en los procedimientos de aislamiento e identificación morfológica empleados por Apaza y Valderrama (2020), Barnett y Hunter (1998), MINSA (2010) y Ramos et al. (2025).

Aislamiento y cultivo de hongos nativos

El aislamiento de hongos nativos se realizó en Agar Sabouraud Dextrosa (SDA) y Agar Papa Dextrosa (PDA) utilizando siembra por estría en placa. El procedimiento se apoyó en los principios de aislamiento de cultivos puros de Koch (1881) y en metodologías empleadas en trabajos similares con hongos (Apaza y Valderrama, 2020). Previamente se lavaron 20 placas Petri y se sometieron a esterilización en autoclave a 121 °C por 21 minutos. Cada medio fue preparado en matraces de 250 mL que contenían 170 mL de agua destilada; la cantidad de producto requerida se calculó por regla de tres a partir de la concentración indicada por el fabricante.

Para agar Sabouraud Dextrosa:

$$\text{Cantidad requerida (g)} = \frac{65g * 170ml}{1000 \text{ ml}} = 11.05g$$

Para agar Papa Dextrosa:

$$\text{Cantidad requerida (g)} = \frac{70g * 170ml}{1000 \text{ ml}} = 11.90g$$

Los dos medios se disolvieron por separado en 170 ml de agua destilada, tras lo cual se esterilizaron mediante autoclave a 121 °C por 21 minutos. Finalizada la esterilización, se distribuyeron aún calientes en las placas Petri previamente esterilizadas:

- Se destinaron 10 placas Petri, colocando 15 ml de agar Sabouraud Dextrosa en cada una.
- Se utilizaron otras 10 placas Petri, cada una con 15 ml de agar Papa Dextrosa.

Las placas se mantuvieron en reposo hasta que los medios se solidificaron.

- Para efectuar el aislamiento, aproximadamente 1 g de la muestra compuesta de relave se suspendió en 5 mL de agua destilada estéril, y luego se mezcló suavemente. La suspensión obtenida se inoculó posteriormente por estría sobre las placas que contenían SDA y PDA, distribuyéndose de la siguiente manera:

- 10 placas preparadas con Agar Sabouraud Dextrosa
- 10 placas preparadas con Agar Papa Dextrosa

Las 20 placas permanecieron en incubación a 37 °C durante 6 días. Al finalizar este periodo se verificó crecimiento de hongos en las dos series de medios y, entre las colonias desarrolladas, se seleccionaron dos tipos predominantes para su identificación morfológica.

Caracterización morfológica e identificación de las cepas fúngicas nativas

La caracterización de las cepas se efectuó mediante observación de las colonias a escala macroscópica y microscópica, tomando como base los criterios taxonómicos de Barnett y Hunter (1998) y los procedimientos descritos por el Ministerio de Salud

(MINSA, 2010). También se consideraron metodologías aplicadas en investigaciones de aislamiento e identificación de hongos nativos de ambientes mineros (Apaza & Valderrama, 2020; Ramos et al., 2025). Para el examen macroscópico se observaron los rasgos de las colonias formadas en los medios de cultivo. En la evaluación microscópica, se extrajeron pequeñas porciones de las colonias seleccionadas, se colocaron en portaobjetos y se tiñeron con azul de lactofenol. Las estructuras obtenidas se examinaron con estereoscopio y microscopio y posteriormente se compararon con las características taxonómicas descritas por MINSA (2010) y Barnett y Hunter (1998) para establecer la identificación.

Figura 9

Flujograma de caracterización e identificación de las cepas fúngicas



Fuente: Adaptado en base de Barnett y Hunter (1998) y Watanabe (2010).

Una vez concluida la identificación y caracterización, se escogió la cepa que mostró mayor frecuencia de aparición y mejor viabilidad en los medios de cultivo. Esta cepa se purificó mediante tres aislamientos consecutivos en Agar Sabouraud Dextrosa, repitiendo el procedimiento hasta obtener una colonia uniforme y libre de otros crecimientos.

3.6.3 Determinación de la influencia del pH, tiempo de contacto y concentración de metal en el proceso de remoción de Plomo (Pb) y Cadmio (Cd) de soluciones acuosas artificiales.

La capacidad para retirar Pb y Cd se examinó mediante un sistema batch que utilizó biomasa fúngica. El ensayo se sustentó en los fundamentos de biosorción de metales por biomasa microbiana descritos por Volesky (1990) y tomó como referente el procedimiento aplicado por Apaza y Valderrama (2020) para retirar Pb y Cd con cepas de hongos.

Evaluación del desarrollo de *Aspergillus niger* ante la presencia de Pb y Cd.

Para analizar la influencia de los metales pesados sobre la cinética de *Aspergillus niger*, se prepararon caldos Sabouraud Dextrosa que contenían Pb y Cd en tres concentraciones distintas: 5 ppm, 10 ppm y 20 ppm.

De acuerdo con la formulación estándar de reconstitución (30 g/L), se agregaron 18 g de caldo Sabouraud Dextrosa por cada 600 ml de solución metálica:

Para cada uno de los metales se elaboraron tres soluciones a diferente concentración:

Para Plomo (Pb):

- Para Pb a 5 ppm se mezclaron 600 ml de solución con 18 g de caldo.
- Para Pb a 10 ppm se emplearon 600 ml de solución y 18 g de caldo.
- Para Pb a 20 ppm se utilizaron 600 ml de solución junto con 18 g de caldo.

Para Cadmio (Cd):

- Para Cd a 5 ppm se prepararon 600 ml de solución con 18 g de caldo.
- Para Cd a 10 ppm se combinaron 600 ml de solución y 18 g de caldo.
- Para Cd a 20 ppm se utilizaron 600 ml de solución más 18 g de caldo.
- Cada preparación se transfirió a un matraz Erlenmeyer de 1000 mL y posteriormente se esterilizó en autoclave a 121 °C por 21 minutos. Tras el enfriamiento, se añadió a cada matraz una alícuota de la cepa purificada de *Aspergillus niger*.
- El crecimiento fúngico se controló diariamente durante la incubación mediante observación visual de la cinética, considerando el diámetro del micelio. Se comprobó que *Aspergillus niger* fue capaz de crecer en todas las concentraciones sometidas a evaluación.

La biomasa de *Aspergillus niger* generada en esta fase se destinó para los ensayos para retirar plomo y cadmio.

Diseño experimental para la evaluación de remoción de plomo y cadmio

En vasos plásticos con capacidad de 150 ml se colocaron 65 ml de cada solución. El pH se ajustó mediante ácido clorhídrico (HCl) o hidróxido de sodio (NaOH), según fuese necesario. Para Pb y Cd se trabajó con concentraciones de 5, 10 y 20 ppm y, dentro de cada una, se establecieron niveles de pH 3, 4 y 5, realizando tres repeticiones por tratamiento. Después de incorporar la cepa fúngica aislada, las muestras se mantuvieron durante 24 y 48 horas. El esquema experimental utilizado se presenta en la tabla siguiente:

Para 24 horas:

Tabla 3

Diseño experimental para 24 horas

Concentración	Metal	pH	Repeticiones
5 ppm	Plomo	3	1, 2, 3
		4	1, 2, 3
		5	1, 2, 3
10 ppm	Plomo	3	1, 2, 3
		4	1, 2, 3
		5	1, 2, 3
20 ppm	Plomo	3	1, 2, 3
		4	1, 2, 3
		5	1, 2, 3
5 ppm	Cadmio	3	1, 2, 3
		4	1, 2, 3
		5	1, 2, 3
10 ppm	Cadmio	3	1, 2, 3
		4	1, 2, 3
		5	1, 2, 3
20 ppm	Cadmio	3	1, 2, 3
		4	1, 2, 3
		5	1, 2, 3

Nota. Esta tabla muestra el diseño experimental a 24 horas.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 4*Diseño experimental para 48 horas*

Concentración	Metal	pH	Repeticiones
5 ppm	Plomo	3	1, 2, 3
		4	1, 2, 3
		5	1, 2, 3
10 ppm	Plomo	3	1, 2, 3
		4	1, 2, 3
		5	1, 2, 3
20 ppm	Plomo	3	1, 2, 3
		4	1, 2, 3
		5	1, 2, 3
5 ppm	Cadmio	3	1, 2, 3
		4	1, 2, 3
		5	1, 2, 3
10 ppm	Cadmio	3	1, 2, 3
		4	1, 2, 3
		5	1, 2, 3
20 ppm	Cadmio	3	1, 2, 3
		4	1, 2, 3
		5	1, 2, 3

Nota. Esta tabla muestra el diseño experimental a 48 horas.

Fuente: Elaboración propia.

Determinación de la capacidad de remoción de los metales.

Para cuantificar la remoción de plomo (Pb) y cadmio (Cd), se dispusieron 65 ml de solución metálica en recipientes de 150 ml. Se trabajó con 5, 10 y 20 ppm y con pH ajustado a 3, 4 y 5. En cada tratamiento se incorporó micelio fúngico activo y se efectuó una agitación manual. Se extrajeron alícuotas al inicio, a las 24 horas y a las 48 horas, las cuales fueron filtradas antes de la medición. Todos los tratamientos se ejecutaron por triplicado para favorecer la posibilidad de reproducir los resultados.

La cantidad residual de Pb y Cd que permaneció en las soluciones se cuantificó mediante la técnica de absorción atómica por espectrofotometría empleando el equipo disponible en la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental y Forestal perteneciente a la Universidad Nacional de Juliaca.

Para realizar la cuantificación se construyeron curvas de calibración para Pb y Cd a partir de soluciones estándar:

- Plomo (Pb): Longitud de onda promedio utilizada: 217 nm
- Cadmio (Cd): Longitud de onda promedio utilizada: 228.8 nm

Previo a la lectura instrumental, las soluciones se filtraron para retirar impurezas y mantener una turbidez inferior a 1 NTU. Cuando la concentración superaba el intervalo apropiado del equipo, se efectuaron las diluciones necesarias.

Las muestras filtradas se transfirieron a tubos Falcon de 15 ml y luego se colocaron en el capilar del espectrofotómetro para efectuar las lecturas. Los valores obtenidos se contrastaron con las respectivas curvas de calibración y a partir de ellos se calculó la eficiencia con que la biomasa fúngica removió cada metal.

Análisis estadístico

El análisis de los ensayos de Pb y Cd consideró como respuesta experimental el porcentaje de remoción (%) y como factores experimentales la concentración inicial, con niveles de 5, 10 y 20 ppm; el pH, con valores de 3, 4 y 5; y el tiempo de contacto, evaluado a 0, 24 y 48 horas. Las pruebas inferenciales se realizaron utilizando las repeticiones correspondientes a cada combinación experimental. Como paso previo se comprobó la distribución de los datos mediante Shapiro-Wilk, adoptándose $\alpha = 0,05$ como nivel de significancia.

Al no cumplirse el supuesto de normalidad, el análisis inferencial se realizó con procedimientos no paramétricos. La relación entre el porcentaje de remoción y los factores pH y concentración inicial se examinó mediante Spearman por separado a las 24 y 48 horas. Para establecer diferencias entre los niveles de pH y entre las concentraciones iniciales se utilizó Kruskal-Wallis; cuando se detectó significancia, las comparaciones posteriores se efectuaron con Dunn y corrección de Bonferroni. Los tiempos 0, 24 y 48 horas correspondían a mediciones relacionadas de un mismo tratamiento, por lo que se compararon mediante Friedman. Cuando resultó pertinente, se continuó con comparaciones pareadas mediante la prueba de Wilcoxon, también

ajustadas por Bonferroni. El procesamiento se efectuó en RStudio y SPSS y en cada contraste se mantuvo un nivel de significación de $\alpha = 0,05$.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 RESULTADOS

4.1.1 Análisis físico-químico de las muestras de relave

En cumplimiento del primer objetivo específico, se determinaron las propiedades fisicoquímicas de la muestra compuesta de relave minero recolectada en el sector Buena Vista-Pampa Grande, Alto Inambari – Puno. La caracterización comprendió la evaluación de la textura, temperatura, pH, densidad aparente, humedad y conductividad eléctrica, mediante los procedimientos descritos en la metodología. Los resultados obtenidos para cada parámetro se sintetizan en la Tabla 5.

Tabla 5

Características fisicoquímicos del relave minero de Alto Inambari- Puno.

Parámetro	Resultado	Norma / método aplicado
Textura	Franco-arenosa (70% arena, 20% limo y 10% arcilla)	Sedimentación en cilindro y triángulo textural
Temperatura	20,8 °C	Termómetro digital de penetración
pH	6,0	Método electrométrico mediante pH-metro
Densidad aparente	1,35 g/cm ³	Método del cilindro (FAO, 2006)
Humedad	23,31 %	Método gravimétrico (ASTM D2216-98)
Conductividad eléctrica (CE)	17 dS/m	Método conductimétrico en extracto relave-agua (UNE 77308:2001)

Nota. Esta tabla muestra los resultados de los parámetros fisicoquímicos del relave minero. Fuente: Elaboración propia.

En la tabla N° 05 se muestra el material procedente de Alto Inambari fue clasificado como franco-arenoso, con 70 % de arena, 20 % de limo y 10 % de arcilla. Una composición cercana fue descrita por Zúñiga-Suárez et al. (2026) en relaves de minería aurífera, donde se reportaron 74,07 % de arena, 19,09 % de limo y 6,84 % de arcilla, manteniéndose igualmente el predominio de la fracción arenosa. Según Teschner et al. (2017), Keane et al. (2023) y MINEM (2017) en su investigación de suelos contaminados, indican que esta semejanza podría vincularse con el procesamiento del mineral aurífero mediante lavado y concentración gravimétrica en sistemas como los chutes, en los que las partículas se separan físicamente de acuerdo con sus características. Apaza y Valderrama (2020), por su parte, aislaron hongos a partir de una matriz asociada con relaves y mostraron que este tipo de material posee condiciones fisicoquímicas capaces de sostener microorganismos adaptados. De manera concordante, Lv et al. (2020) en su análisis a relaves de hierro encontraron 65,9 % de arena, 24,5 % de limo y 9,6 % de arcilla en otros relaves, composición igualmente franco-arenosa. En consecuencia, el predominio de arena observado en Alto Inambari podría guardar relación con el lavado artesanal y la concentración gravimétrica mediante chutes desarrollados en la zona y representa una de las características del ambiente del que se recuperaron posteriormente las cepas fúngicas.

La muestra presentó una temperatura de 20,8 °C, próxima a los 18,5 °C registrados por Apaza y Valderrama (2020) en una matriz relacionada con relaves. De acuerdo con Lazim et al. (2024), la cercanía entre ambos valores refleja condiciones térmicas moderadas que pueden ser compatibles con el desarrollo de hongos filamentosos en sitios contaminados. Ibrahim et al. (2025) señalan asimismo que la temperatura de estos medios puede influir favorablemente en el metabolismo y crecimiento fúngico, por lo que el valor obtenido puede relacionarse con las cepas que luego fueron aisladas. Dusengemungu et al. (2022) indican que los microorganismos de entornos mineros pueden adaptarse a las condiciones fisicoquímicas locales, lo que permite considerar que la temperatura medida en Alto Inambari contribuyó a su permanencia. Así, 20,8 °C constituyó una condición térmica compatible con el establecimiento de los hongos nativos encontrados en el relave.

El pH medido fue 6,0, valor que corresponde a un medio ligeramente ácido y que se aproxima al pH 6,12 reportado por Apaza y Valderrama (2020) para una matriz vinculada con relaves. Sarathchandra et al. (2023) explican que este tipo de condiciones puede estar

relacionado con la mineralogía del residuo y con reacciones de oxidación y meteorización capaces de modificar su acidez. Sharma et al. (2023) destacan además que el pH condiciona la relación de los hongos con el sustrato en el que crecen, de manera que el valor registrado en Alto Inambari resulta compatible con el desarrollo de hongos filamentosos. Dusengemungu et al. (2022) agregan que las especies procedentes de entornos contaminados pueden adaptarse a las características fisicoquímicas de estas matrices, lo que ayuda a explicar la presencia de las cepas aisladas. Por tanto, el pH 6,0 fue semejante al observado en otros materiales mineros y constituyó una condición que favorece la permanencia de hongos nativos en el relave.

La densidad aparente medida fue 1,35 g/cm³, por encima de los 1,09 g/cm³ informados por Apaza y Valderrama (2020) para otra matriz asociada con relaves. El Servicio de Conservación de Recursos Naturales del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA-NRCS, 2022) señala que diferencias de este tipo pueden relacionarse con la textura y el nivel de compactación, ya que la proporción y disposición de las partículas determinan en parte el volumen de poros; en Alto Inambari, el predominio de arena pudo contribuir al valor observado. Cruz (2019) añade que la densidad aparente guarda relación con la porosidad y con el movimiento de agua y aire dentro del material, por lo que el resultado de 1,35 g/cm³ aporta información sobre las condiciones físicas del relave. En consecuencia, la mayor densidad respecto del valor de Apaza y Valderrama (2020) podría explicarse principalmente por diferencias de textura y compactación entre ambas matrices.

La humedad determinada en el relave de Alto Inambari fue 23,31 %. Este valor se aproxima al contenido medio de agua de 24 % encontrado por Hammer et al. (2024) en la superficie de depósitos activos de relaves pertenecientes a plantas auríferas de pequeña y mediana escala de Arequipa. Rodríguez et al. (2021) indican que la humedad de estos residuos depende de la forma de deposición, la granulometría y la ubicación del material dentro del depósito, con valores que pueden variar entre 15 % y 40 %. En el caso evaluado, el empleo continuo de agua en el procesamiento mediante chutes, junto con la presencia de limo y arcilla, pudo contribuir al 23,31 % registrado. Silva y Cárdenas (2022) señalan además que disponer de agua favorece la actividad de los microorganismos, por lo que este contenido permite reconocer una fase acuosa compatible con la supervivencia de las cepas fúngicas posteriormente aisladas. En síntesis, la humedad encontrada se sitúa dentro de rangos

observados en otros relaves y pudo ayudar a mantener condiciones apropiadas para la microbiota existente en la matriz.

La conductividad eléctrica alcanzó 17 dS/m, resultado muy superior a los 730 $\mu\text{S}/\text{cm}$ — equivalentes a 0,73 dS/m— registrados por Apaza y Valderrama (2020) en otra matriz de relaves. Guimarães et al. (2016) explican que estas diferencias pueden deberse a la cantidad de sales solubles y a la oxidación de minerales sulfurados, procesos que incrementan la concentración de iones disponibles y, por consiguiente, la conductividad; de acuerdo con ello, Alto Inambari presentó una carga iónica notablemente mayor. Cacciuttolo et al. (2023) señalan también que la química de un relave está condicionada por el mineral procesado y por las características de su manejo y disposición, circunstancia que puede generar contrastes entre residuos de distintos sectores mineros. Por tanto, los 17 dS/m medidos podrían relacionarse con una mayor abundancia de sales e iones solubles y constituyen un rasgo particular del relave analizado.

Considerados en conjunto, los parámetros obtenidos describen un relave de Alto Inambari con características fisicoquímicas propias. La alta proporción de arena y la densidad aparente podrían guardar relación con los sistemas de lavado y concentración gravimétrica utilizados en minería, como proponen Teschner et al. (2017) y Keane et al. (2023). El pH de 6,0 fue cercano al 6,12 hallado por Apaza y Valderrama (2020), mientras que la conductividad eléctrica resultó mucho más elevada, diferencia que Guimarães et al. (2016) relacionan con un mayor contenido de sales e iones solubles. La humedad de 23,31 %, en cambio, se aproximó al 24 % reportado por Hammer et al. (2024). Estos resultados indican que las propiedades del material responden a la interacción de granulometría, composición mineral y condiciones de procesamiento y deposición, destacando especialmente la elevada conductividad frente a otros relaves evaluados. Esta interpretación es compatible con lo señalado por Qader y Shekha (2023), Sharma et al. (2023), Lazim et al. (2024) e Ibrahim et al. (2025).

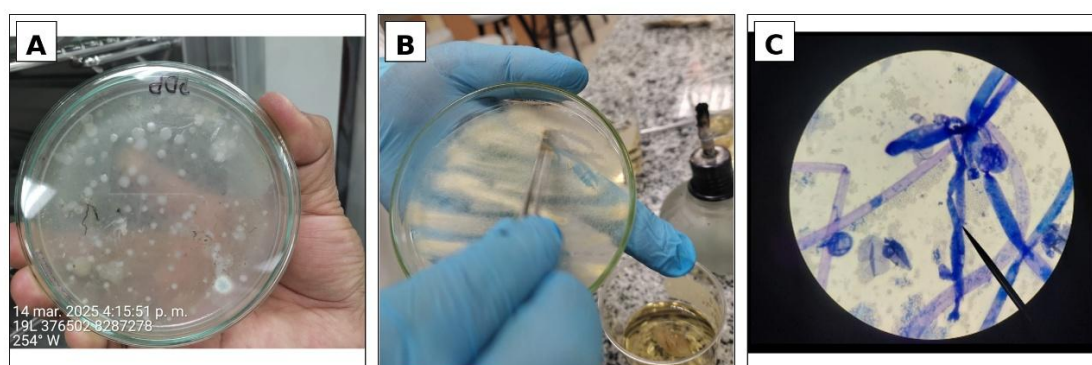
4.1.2 Aislamiento y caracterización de cepas fúngicas nativas del relave minero de Alto Inambari – Puno.

Respecto del segundo objetivo específico, las cepas fúngicas se aislaron desde la muestra compuesta del relave y se caracterizaron mediante observación macroscópica de las colonias y evaluación microscópica de sus estructuras teñidas con azul de lactofenol. En la placa

tomada como representativa se contabilizaron cerca de 65 colonias: aproximadamente 52 correspondieron a *Aspergillus niger* y 13 a *Rhizopus sp.*, lo que representa frecuencias relativas cercanas a 80 % y 20 %, respectivamente. En *Aspergillus niger* se reconocieron hifas septadas, conidióforos y estructuras conidiales propias de la especie; *Rhizopus sp.* mostró hifas anchas escasamente septadas, esporangióforos, esporangios y rizoides. La identificación se realizó comparando estos rasgos con los criterios de Guevara et al. (2007) y Barnett y Hunter (1998). Por ser la cepa de mayor frecuencia, crecimiento y viabilidad, *Aspergillus niger* fue elegida y purificada mediante resiembras sucesivas antes de utilizarla en las pruebas de remoción de Pb y Cd.

Figura 10

Identificación de cepas fúngicas mediante el atlas de microorganismo



Nota. A) Colonias fúngicas con rasgos morfológicos diferentes observadas durante el aislamiento a partir del relave minero. B) Cultivo resultante de las resiembras consecutivas de la cepa seleccionada, en el que se aprecia una morfología colonial uniforme. C) Observación microscópica de la cepa escogida después de la tinción con azul de lactofenol, utilizada para su identificación morfológica como *Aspergillus niger*.

Fuente: Guevara et al. (2007) y Barnett y Hunter (1998).

A partir del relave de Alto Inambari se recuperaron e identificaron morfológicamente *Aspergillus niger* y *Rhizopus sp.* Este hallazgo coincide con Apaza y Valderrama (2020), quienes obtuvieron las mismas cepas en otra matriz relacionada con relaves. Dusengemungu et al. (2022) sostienen que esta coincidencia puede explicarse por la capacidad de los hongos nativos de zonas mineras para mantenerse ante condiciones fisicoquímicas desfavorables y exposición a metales. La interpretación resulta coherente con las características del material

estudiado: pH 6,0, humedad 23,31 %, temperatura 20,8 °C y conductividad eléctrica de 17 dS/m. Ramos et al. (2025) también identificaron hongos filamentosos en suelos impactados por minería y demostraron su desarrollo frente a Pb y Cd, reforzando la idea de que estos entornos pueden albergar cepas adaptadas a contaminación. Así, la presencia coincidente de *Aspergillus niger* y *Rhizopus sp.* puede relacionarse con su capacidad de permanecer en matrices mineras sometidas a estrés; sin embargo, el hecho de encontrarlas en el relave, por sí solo, no permite afirmar una tolerancia específica a Pb y Cd.

En la placa representativa, alrededor del 80 % de las colonias correspondió a *Aspergillus niger* y el 20 % a *Rhizopus sp.*, por lo que *Aspergillus niger* presentó la mayor frecuencia relativa en Alto Inambari. Este patrón contrasta con Delgado Camilo y Alvarado Obeso (2024), quienes observaron predominio de *Penicillium* en pasivos ambientales mineros. La diferencia podría responder tanto a las particularidades de cada matriz como a los métodos utilizados para aislar los hongos, puesto que las comunidades recuperadas no fueron iguales. El resultado se aproxima más a lo informado por Apaza y Valderrama (2020), quienes aislaron *Aspergillus niger* y *Rhizopus sp.* de una poza de relaves con pH 6,12, valor muy cercano al pH 6,0 de Alto Inambari. Esto sugiere que ambientes de relave ligeramente ácidos pueden ser compatibles con la presencia de ambos géneros.

Villalba et al. (2022) aportan evidencia adicional al haber aislado especies de *Aspergillus* directamente de jales con metales y comprobar su tolerancia frente a estos contaminantes. En ese sentido, la mayor recuperación de *Aspergillus niger* en Alto Inambari podría vincularse con la capacidad del género para persistir bajo el estrés típico de ambientes mineros. El predominio sobre *Rhizopus sp.*, por tanto, no solo expresa una diferencia numérica entre colonias, sino que podría reflejar la respuesta diferencial de las cepas a las condiciones específicas presentes en el relave.

4.1.3 Influencia del pH, tiempo de contacto y concentración inicial del metal en la remoción de Pb y Cd.

a) Remoción de cadmio (Cd)

Para estudiar la influencia del pH, la duración del contacto y la concentración de partida sobre la remoción de cadmio (Cd), se trabajó con 27 formulaciones obtenidas al combinar

concentraciones de 5, 10 y 20 ppm, valores de pH 3, 4 y 5 y tiempos de 0, 24 y 48 horas en presencia de biomasa de *Aspergillus niger*. Los porcentajes correspondientes a cada combinación se consignan en la Tabla 6.

Tabla 6

Porcentaje de remoción de cadmio (Cd) según formulación experimental, concentración inicial, pH y tiempo de contacto.

Numero de formulación	Concentración (ppm)	pH	Tiempo (h)	Porcentaje remoción (%)
Fc-1	5	3	0	0.00
Fc-2	5	3	24	13.33
Fc-3	5	3	48	66.67
Fc-4	5	4	0	0.00
Fc-5	5	4	24	52.67
Fc-6	5	4	48	82.00
Fc-7	5	5	0	0.00
Fc-8	5	5	24	90.00
Fc-9	5	5	48	94.00
Fc-10	10	3	0	0.00
Fc-11	10	3	24	3.33
Fc-12	10	3	48	13.33
Fc-13	10	4	0	0.00
Fc-14	10	4	24	43.33
Fc-15	10	4	48	56.67
Fc-16	10	5	0	0.00
Fc-17	10	5	24	86.67
Fc-18	10	5	48	91.67
Fc-19	20	3	0	0.00
Fc-20	20	3	24	3.33
Fc-21	20	3	48	8.33
Fc-22	20	4	0	0.00
Fc-23	20	4	24	55.00
Fc-24	20	4	48	56.67
Fc-25	20	5	0	0.00
Fc-26	20	5	24	55.00
Fc-27	20	5	48	65.00

Nota. Esta tabla muestra el porcentaje de remoción de cadmio a distintos pH, distintas concentraciones del metal y a 24 y 48 horas.

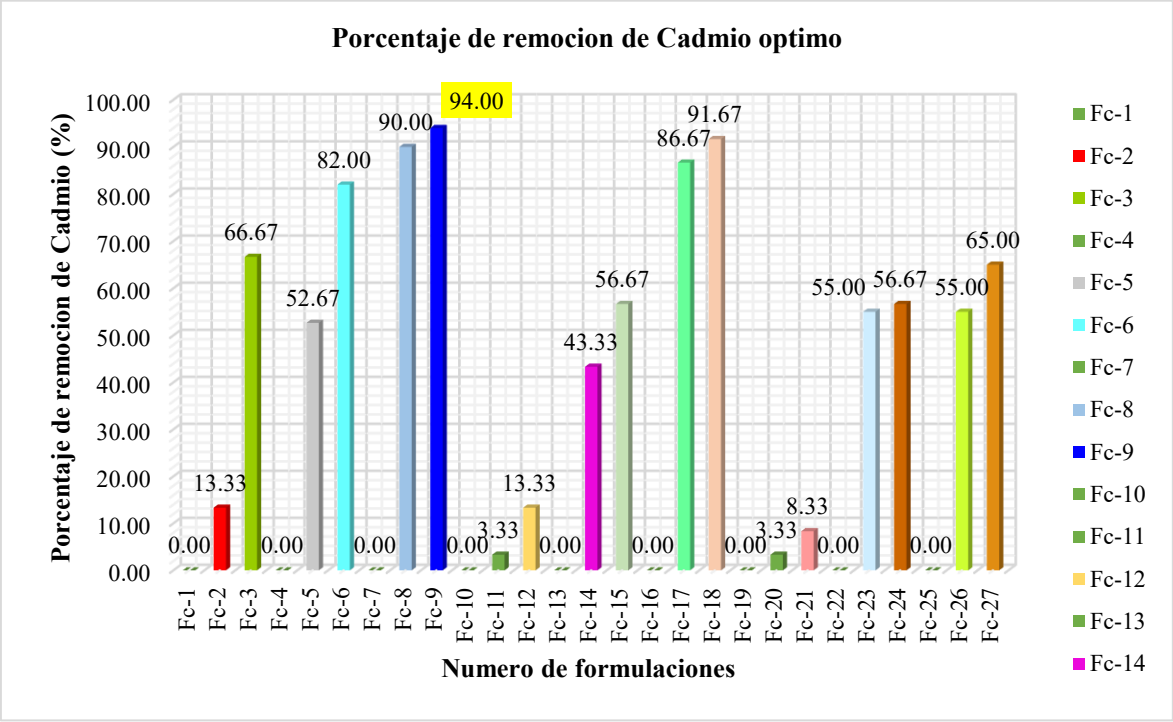
Fuente: Elaboración propia.

De acuerdo con la Tabla 6, la remoción de Cd se relacionó principalmente con el pH y el tiempo de contacto. A pH 5 y después de 48 horas se obtuvieron los mayores valores: 94,00 %, 91,67 % y 65,00 % para 5, 10 y 20 ppm, respectivamente. A este pH existe menor competencia de H⁺ por los sitios activos del material fúngico, lo cual puede favorecer el

contacto de Cd^{2+} con grupos funcionales presentes en la pared celular de *Aspergillus niger* (Lazim et al., 2024; El et al., 2023). Del mismo modo, 48 horas ofrecen un periodo más amplio para que el metal interactúe con la biomasa y aumente su retención o acumulación (Ibrahim et al., 2025; Apaza y Valderrama, 2020). Los resultados más bajos aparecieron a pH 3 y 24 horas, llegando a 3,33 % para 10 y 20 ppm, situación atribuible a una mayor cantidad de H^+ y a un tiempo menor de interacción. Aunque se observó una tendencia a porcentajes inferiores cuando aumentaba la concentración, esta relación no fue constante en todas las combinaciones y debe interpretarse junto con el pH y el tiempo.

Figura 11

Porcentaje de remoción de Cadmio según las formulaciones planteadas



Nota. El grafico representa el porcentaje de remoción de cadmio según las formulaciones planteadas.

Fuente: Elaboración propia.

La Figura 11 evidencia variación entre las 27 formulaciones de Cd y muestra como mejor respuesta a Fc-9, correspondiente a 5 ppm, pH 5 y 48 horas, con 94,00 % de remoción. El resultado puede asociarse con la combinación de una concentración inicial menor, un medio menos ácido y un periodo de contacto más prolongado (Lazim et al., 2024; Qader y Shekha, 2023; Zhang et al., 2023). Al elevarse el pH hasta 5 se reduce la competencia de H^+ por los

sitios de la biomasa y se facilita la retención de Cd^{2+} ; las 48 horas, a su vez, amplían el tiempo de interacción con *Aspergillus niger* (Gómez et al., 2025; Ibrahim et al., 2025; Abid et al., 2025). Las formulaciones de pH 3 alcanzaron valores menores, posiblemente porque la mayor concentración de H^+ restringe la interacción entre Cd^{2+} y los grupos funcionales celulares (Dusengemungu et al., 2022; Sharma et al., 2023; Zhang et al., 2023). Lazim et al. (2024) describieron una mayor remoción de Cd por *Aspergillus niger* en condiciones moderadamente ácidas, e Ibrahim et al. (2025) señalaron la relevancia del tiempo de contacto. Por ello, la respuesta observada en la Figura 11 muestra un efecto conjunto de pH, tiempo y concentración inicial sobre la eficiencia (Abid et al., 2025; Gómez et al., 2025).

Tabla 7

Porcentaje promedio de remoción de Cadmio en función del pH, concentración y tiempo de contacto.

Concentraciones de Cadmio	pH	% de remoción		
		0 h	24 h	48 h
5 ppm	3	0.00 %	13.33 %	66.67 %
	4	0.00 %	52.67 %	82.00 %
	5	0.00 %	90.00 %	94.00 %
10 ppm	3	0.00 %	3.33 %	13.33 %
	4	0.00 %	43.33 %	56.67 %
	5	0.00 %	86.67 %	91.67 %
20 ppm	3	0.00 %	3.33 %	8.33 %
	4	0.00 %	55.00 %	56.67 %
	5	0.00 %	55.00 %	65.00 %

Nota. Esta tabla muestra el porcentaje promedio de remoción de cadmio a distintos pH, distintas concentraciones del metal y a 24 y 48 horas.

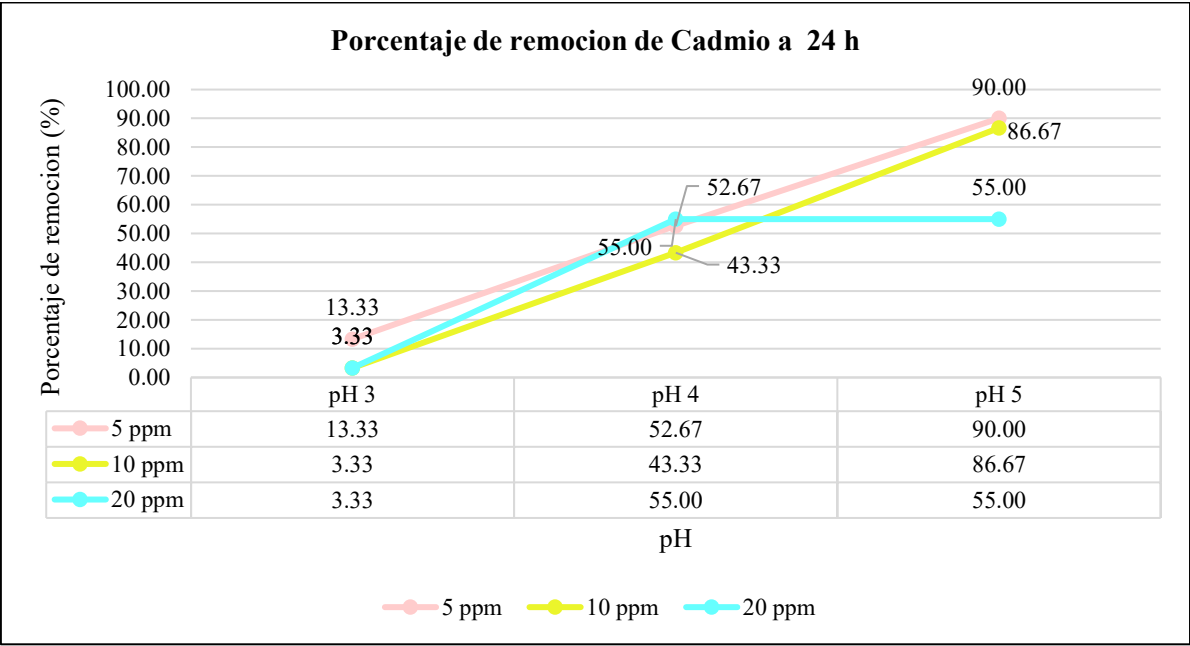
Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 7 muestra que el pH, la duración del contacto y la concentración de partida participaron en la variación de la remoción de Cd. Las mayores eficiencias se registraron a pH 5 y 48 horas: 94,00 % con 5 ppm, 91,67 % con 10 ppm y 65,00 % con 20 ppm. La baja respuesta obtenida a pH 3 puede deberse a que los H^+ compiten con Cd^{2+} por los sitios activos, mientras que al aproximarse el medio a pH 5 aumenta la disponibilidad de grupos funcionales capaces de relacionarse con el metal (Lazim et al., 2024; Qader & Shekha, 2023; El et al., 2023). El contacto prolongado también favoreció la interacción de Cd^{2+} con la biomasa de *Aspergillus niger* (Ibrahim et al., 2025; Apaza & Valderrama, 2020). La

concentración no mostró una relación lineal en todas las condiciones, aunque los niveles más altos tendieron a producir eficiencias menores, posiblemente por la mayor competencia de iones por un número limitado de sitios de unión (Abid et al., 2025; Tang et al., 2024; Qader & Shekha, 2023).

Figura 12

Porcentaje de remoción de Cadmio a 24 horas según pH y concentración inicial.



Nota. El grafico muestra el porcentaje de remoción de cadmio a 24 horas.

Fuente: Elaboración propia.

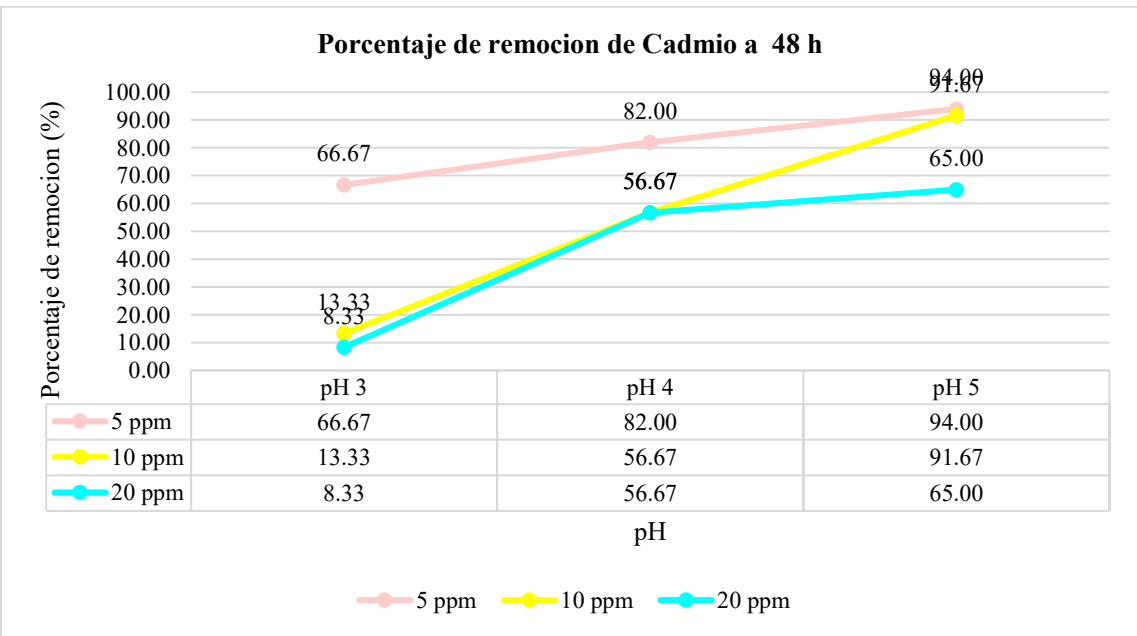
A las 24 horas, la Figura 12 muestra un aumento de la remoción de Cd conforme el pH pasó de 3 a 5, sobre todo con 5 y 10 ppm, concentraciones en las que se alcanzaron 90,00 % y 86,67 %, respectivamente. Las eficiencias obtenidas a pH 3 fueron inferiores, lo cual puede relacionarse con la elevada presencia de H^+ que compite con Cd^{2+} por los sitios de unión activos y limita su interacción con los grupos funcionales de la pared fúngica (Lazim et al., 2024; Qader y Shekha, 2023; Zhang et al., 2023). Para 20 ppm se registró 55,00 % tanto a pH 4 como a pH 5, lo que evidencia que el efecto del pH estuvo condicionado también por la cantidad de metal disponible respecto de los sitios de interacción de la biomasa (Abid et al., 2025; Tang et al., 2024). Esto concuerda con Ibrahim et al. (2025) y El et al. (2023), quienes describen la influencia tanto del pH como de la concentración inicial en el contacto entre metales y biomasa fúngica. Dentro de las primeras 24 horas, el pH mostró la tendencia

más clara, mientras que la concentración inicial presentó un comportamiento menos uniforme.

Después de 24 horas, la respuesta del Cd varió de acuerdo con el pH y la concentración inicial. Con pH 5 se alcanzaron 90,00 % y 86,67 % para 5 y 10 ppm, en tanto que con pH 3 los porcentajes fueron claramente menores (Lazim et al., 2024). En medios más ácidos, la abundancia de H^+ incrementa la competencia con Cd^{2+} por los sitios de la biomasa; cuando el pH aumenta, esta competencia disminuye y quedan disponibles más grupos funcionales para interactuar con el metal (El et al., 2023; Lazim et al., 2024). Con 20 ppm, sin embargo, la remoción fue 55,00 % tanto a pH 4 como a pH 5, señal de que la influencia del pH no se comportó del mismo modo en todas las concentraciones. Qader y Shekha (2023) señalan que una mayor carga metálica puede modificar la eficiencia debido a que los sitios de unión son limitados. Tang et al. (2024) añaden que la respuesta fúngica depende de la relación entre la concentración del contaminante y las demás condiciones experimentales.

Figura 13

Porcentaje de remoción de Cadmio a 48 horas según pH y concentración inicial.



Nota. El grafico muestra el porcentaje de remoción de cadmio a 48 horas.

Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 13, los porcentajes de Cd a las 48 horas superaron a los observados a las 24 horas. Los máximos se registraron a pH 5, con 94,00 % para 5 ppm, 91,67 % para 10 ppm y 65,00 % para 20 ppm. El incremento puede explicarse por el mayor periodo disponible para que Cd^{2+} interactúe con los sitios activos de la biomasa de *Aspergillus niger* y sea retenido en mayor proporción (Lazim et al., 2024; Ibrahim et al., 2025; Apaza y Valderrama, 2020). Asimismo, el aumento del pH a 5 disminuye la competencia de H^+ por los grupos funcionales celulares y favorece su interacción con Cd^{2+} (Qader y Shekha, 2023; El et al., 2023). La menor eficiencia observada con 20 ppm podría responder a una carga metálica mayor en relación con los sitios disponibles. En consecuencia, los datos de 48 horas indican que un contacto más prolongado y un pH próximo a 5 favorecieron el proceso, mientras que el aumento de la concentración inicial tendió a disminuir la eficiencia.

Los resultados se encuentran en línea con Lazim et al. (2024), quienes sostienen que prolongar el contacto favorece la biosorción de Cd por biomasa fúngica debido a la difusión progresiva del metal hacia los sitios activos. Paria et al. (2022) también señalan que la remoción con biomasa de hongos aumenta a medida que se extiende la exposición hasta alcanzar el equilibrio de adsorción. De forma semejante, Ibrahim et al. (2025) reportan mayores porcentajes con tiempos prolongados, particularmente en condiciones moderadamente ácidas, donde existe una mayor presencia de grupos funcionales accesibles en la pared celular.

En conjunto, los resultados evidenciaron que los porcentajes más altos de eliminación de Cd se alcanzaron a las 48 horas y a pH 5, destacando 94,00 % para 5 ppm y 91,67 % para 10 ppm, mientras que a 20 ppm la eficiencia disminuyó hasta 65,00 %. Este comportamiento puede explicarse porque un mayor tiempo de contacto favorece una interacción más prolongada entre el Cd^{2+} y la biomasa de *Aspergillus niger*, mientras que el incremento del pH reduce la competencia ejercida por los iones H^+ por los sitios de interacción disponibles (Lazim et al., 2024; Paria et al., 2022; Ibrahim et al., 2025). La menor eficiencia observada a 20 ppm podría relacionarse con una mayor carga metálica respecto de los sitios disponibles en la biomasa y con un mayor estrés ejercido por el Cd. Por tanto, estos resultados permiten identificar que, dentro de las condiciones evaluadas, un pH de 5 y un tiempo de contacto de 48 horas favorecieron la remoción de Cd; fue la concentración inicial de 5 ppm la condición que produjo la mayor eficiencia.

b) Remoción de Plomo (Pb)

Para determinar de qué forma el pH, la duración del contacto y la concentración de partida afectaron la remoción de plomo (Pb), se examinaron 27 combinaciones experimentales formadas por 5, 10 y 20 ppm, pH 3, 4 y 5 y tiempos de 0, 24 y 48 horas con biomasa de *Aspergillus niger*. La Tabla 8 contiene los porcentajes obtenidos en cada formulación.

Tabla 8

Porcentaje de remoción de Plomo optimo según las formulaciones planteadas

Numero de formulación	Concentración (ppm)	pH	Tiempo (h)	Porcentaje remoción (%)
Fp-1	5	3	0	0.00
Fp-2	5	3	24	42.53
Fp-3	5	3	48	47.33
Fp-4	5	4	0	0.00
Fp-5	5	4	24	86.47
Fp-6	5	4	48	86.80
Fp-7	5	5	0	0.00
Fp-8	5	5	24	73.13
Fp-9	5	5	48	98.40
Fp-10	10	3	0	0.00
Fp-11	10	3	24	26.13
Fp-12	10	3	48	30.50
Fp-13	10	4	0	0.00
Fp-14	10	4	24	66.60
Fp-15	10	4	48	66.63
Fp-16	10	5	0	0.00
Fp-17	10	5	24	69.20
Fp-18	10	5	48	70.27
Fp-19	20	3	0	0.00
Fp-20	20	3	24	56.40
Fp-21	20	3	48	56.70
Fp-22	20	4	0	0.00
Fp-23	20	4	24	66.67
Fp-24	20	4	48	67.50
Fp-25	20	5	0	0.00
Fp-26	20	5	24	67.67
Fp-27	20	5	48	75.50

Nota. Esta tabla muestra el porcentaje de remoción de plomo a distintos pH, distintas concentraciones del metal y a 24 y 48 horas.

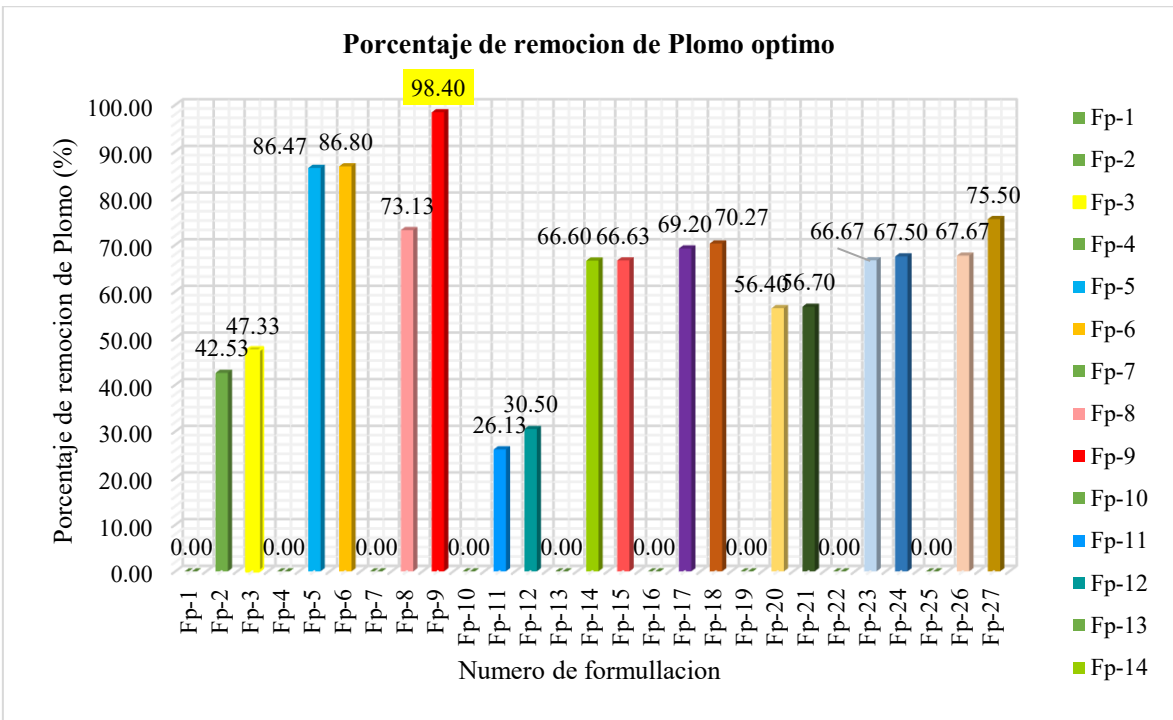
Fuente: Elaboración propia.

La tabla reúne 27 formulaciones generadas por la combinación de tres concentraciones de Pb (5, 10 y 20 ppm), tres niveles de pH (3, 4 y 5) y tres tiempos de contacto (0, 24 y 48

horas), junto con los porcentajes eliminados alcanzados. A partir de estos datos puede identificarse la formulación óptima para obtener la mayor eficiencia de Pb mediante *Aspergillus niger*.

Figura 14

Porcentaje de remoción de Plomo optimo según las formulaciones planteadas



Nota. El grafico representa el porcentaje de remoción de plomo según las formulaciones planteadas.

Fuente: Elaboración propia.

La Figura 14 presenta los porcentajes de Pb correspondientes a las 27 formulaciones que combinaron concentración inicial, pH y tiempo de contacto con biomasa de *Aspergillus niger*. Fp-9 produjo la respuesta más alta: 98,40 % con 5 ppm, pH 5 y 48 horas. Esta eficiencia puede atribuirse a una menor carga inicial, un pH moderadamente ácido y un periodo prolongado de interacción entre Pb^{2+} y la biomasa. A pH 5 se reduce la competencia de H^+ por los grupos funcionales de la pared celular, mientras que 48 horas amplían el interacción del metal con los sitios activos de *Aspergillus niger* (Lazim et al., 2024; El et al., 2023; Ibrahim et al., 2025). Qader y Shekha (2023) indican además que concentraciones iniciales bajas pueden favorecer porcentajes mayores al existir menos iones metálicos por

cada sitio disponible. La menor remoción posterior al contacto correspondió a Fp-11, con 10 ppm, pH 3 y 24 horas, alcanzando 26,13 %, posiblemente por la mayor competencia de H^+ y el periodo reducido de interacción con Pb^{2+} . Por ello, la figura permite reconocer a pH 5 y 48 horas como la combinación más favorable dentro de los tratamientos examinados.

La formulación Fp-9, integrada por 5 ppm de Pb, pH 5 y 48 horas, presentó el mayor porcentaje de todas las combinaciones, con 98,40 %. Esta respuesta podría deberse a la concurrencia de una carga metálica inicial menor, un pH que favorece el contacto de Pb^{2+} con los grupos funcionales y un tiempo suficiente para prolongar la interacción con *Aspergillus niger* (Qader y Shekha, 2023; Lazim et al., 2024; Ibrahim et al., 2025). También se obtuvieron valores superiores al 60 % en distintas formulaciones de 10 y 20 ppm, lo que muestra que la cepa conservó capacidad de remoción aun cuando aumentó la concentración inicial. En ese sentido, Fp-9 representó la combinación más favorable para maximizar la remoción de Pb dentro del intervalo experimental evaluado.

Ibrahim et al. (2025) obtuvieron resultados comparables al demostrar la capacidad de especies de *Aspergillus* para retirar metales en medios acuosos y reportar 83,77 % de remoción de Pb con *Aspergillus fumigatus*. Lazim et al. (2024) señalan que el pH modifica directamente la relación entre los iones y la biomasa, porque en condiciones moderadamente ácidas disminuye la competencia de H^+ y quedan disponibles más grupos funcionales. Paria et al. (2022), por su parte, indican que un contacto más prolongado aumenta las oportunidades de relación entre el metal y los sitios de la biomasa. Estos antecedentes ayudan a interpretar que, en este estudio, la combinación de 5 ppm, pH 5 y 48 horas produjera la máxima remoción de Pb, equivalente a 98,40 %, y permiten considerar esas condiciones como las más favorables dentro del rango ensayado.

En conclusión, los resultados evidencian que *Aspergillus niger* presentó una alta capacidad de retiro de Pb, alcanzando su máxima eficiencia en la formulación Fp-9, correspondiente a 5 ppm, pH 5 y 48 horas de contacto, con 98,40 % de remoción. Este comportamiento puede explicarse porque el pH 5 disminuye la competencia ejercida por los iones H^+ por los sitios de interacción de la biomasa fúngica, mientras que el mayor tiempo de contacto favorece una interacción más prolongada entre el Pb^{2+} y los grupos funcionales localizados en la pared celular (Lazim et al., 2024; Paria et al., 2022; Ibrahim et al., 2025). Asimismo, aunque la máxima remoción se obtuvo a 5 ppm, *A. niger* mantuvo porcentajes importantes de remoción

a 10 y 20 ppm, por lo que la influencia de la concentración inicial debe interpretarse juntamente con el pH y el tiempo de contacto. Por tanto, los resultados permiten identificar al pH 5 y 48 horas como las condiciones más favorables, dentro del rango experimental analizado, con el fin de maximizar la remoción de Pb mediante *A. niger* en soluciones acuosas artificiales.

Tabla 9

Porcentaje de remoción de Plomo en función del pH, concentración y tiempo de contacto

Concentraciones de plomo	pH	% de remoción		
		0 h	24 h	48 h
5 ppm	3	0.00 %	42.53 %	47.33 %
	4	0.00 %	86.47 %	86.80 %
	5	0.00 %	73.13 %	98.40 %
10 ppm	3	0.00 %	26.13 %	30.50 %
	4	0.00 %	66.60 %	66.63 %
	5	0.00 %	69.20 %	70.27 %
20 ppm	3	0.00 %	56.40 %	56.70 %
	4	0.00 %	66.67 %	67.50 %
	5	0.00 %	67.67 %	75.50 %

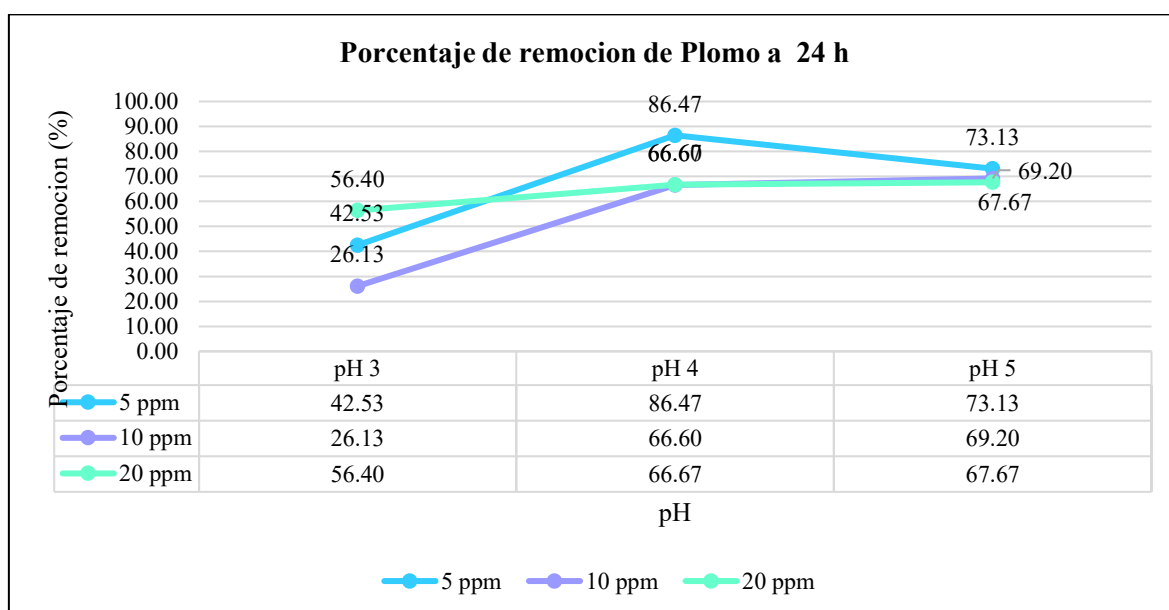
Nota. Esta tabla muestra el porcentaje promedio de remoción de plomo a distintos pH, distintas concentraciones del metal y a 24 y 48 horas.

Fuente: Elaboración propia.

La tabla siguiente presenta el promedio de las tres repeticiones de remoción de plomo obtenidas con *Aspergillus niger* bajo las diferentes condiciones de pH, tiempo y concentración. Se muestran las nueve formulaciones con los porcentajes más elevados, organizadas de acuerdo con cada concentración inicial de Pb.

Figura 15

Porcentaje de remoción de Plomo a 24 horas



Nota. El grafico muestra el porcentaje de remoción de plomo a 24 horas.

Fuente: Elaboración propia.

La Figura 15 muestra la remoción de Pb después de 24 horas de contacto con biomasa de *Aspergillus niger* para pH 3, 4 y 5 y concentraciones de 5, 10 y 20 ppm. Con pH 3 se obtuvieron los resultados más bajos, entre 26,13 % y 56,40 %. Al aumentar a pH 4, la eficiencia se elevó hasta un máximo de 86,47 % con 5 ppm. A pH 5 también se mantuvieron valores altos: 73,13 %, 69,20 % y 67,67 % para 5, 10 y 20 ppm, respectivamente. En conjunto, el cambio de pH 3 hacia 4 y 5 favoreció la remoción de Pb, mientras que la concentración inicial no mostró una tendencia constante entre todas las formulaciones.

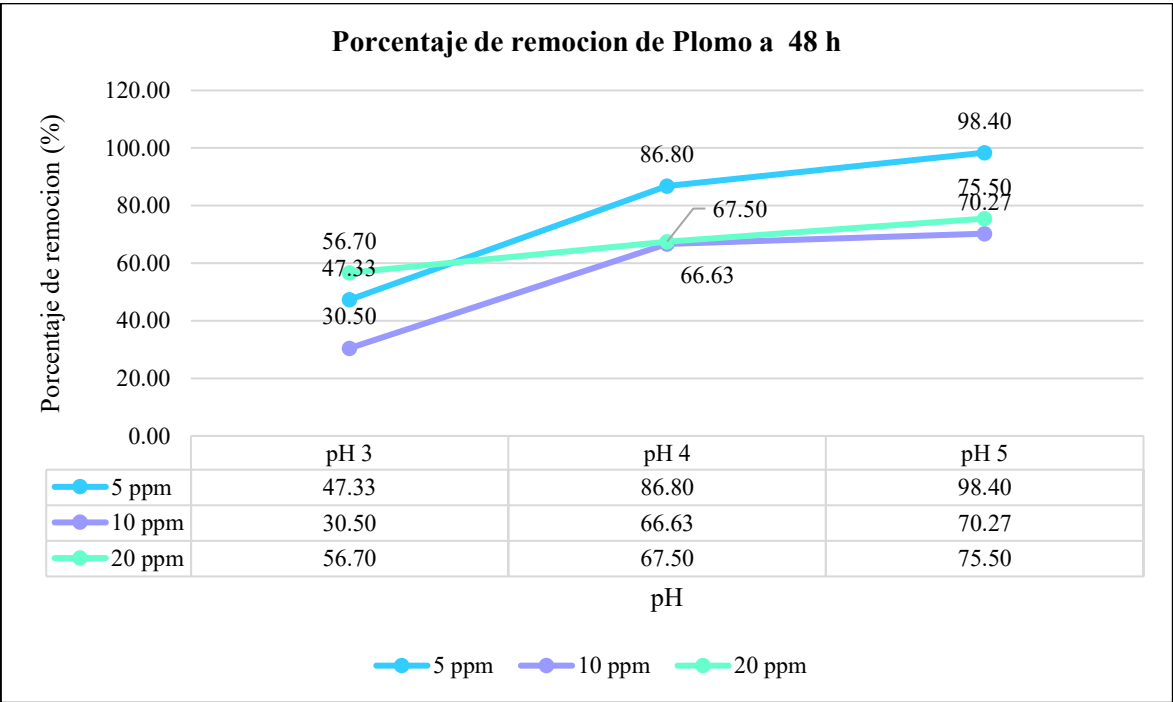
El comportamiento puede interpretarse a partir de la desprotonación de grupos carboxilo, amina y fosfato de la superficie fúngica cuando aumenta el pH. Al adquirir mayor carga negativa, estos grupos favorecen la atracción electrostática de Pb^{2+} . Abid et al. (2025) describieron una respuesta similar y señalaron que la biosorción de plomo mejora en medios moderadamente ácidos por la mayor disponibilidad de sitios activos. Aymara (2018) también reportó un incremento de la eficiencia desde valores bajos de pH hacia 4 y 5, intervalo en el que la biomasa presenta mayor afinidad hacia los iones metálicos. Silva y Cárdenas (2022)

añaden que, en rangos intermedios, la diferencia entre pH 4 y 5 puede ser reducida debido a la cercanía del proceso con el equilibrio de adsorción.

En síntesis, a las 24 horas se observó una influencia clara del pH sobre la remoción de Pb: el incremento de pH 3 a 4 produjo una mejora marcada y el cambio entre pH 4 y 5 fue menor. La tendencia coincide con los autores previamente citados, quienes explican que los medios moderadamente ácidos favorecen la desprotonación de grupos funcionales y su interacción con Pb²⁺. Bajo estas condiciones, pH 4 y 5 se identificaron como escenarios favorables para la biosorción de plomo por *Aspergillus niger*.

Figura 16

Porcentaje de remoción de Plomo a 48 horas



Nota. El grafico muestra el porcentaje de remoción de plomo a 48 horas.

Fuente: Elaboración propia.

La Figura 16 presenta la remoción de Pb después de 48 horas de contacto con *Aspergillus niger* para 5, 10 y 20 ppm y pH 3, 4 y 5. El valor máximo, 98,40 %, se obtuvo con 5 ppm y pH 5; para la misma concentración, a pH 3 la eficiencia fue menor, con 47,33 %. Al aumentar el pH se reduce la competencia de H⁺ por los sitios de interacción de la biomasa, lo que facilita la unión de Pb²⁺ con los grupos funcionales presentes en la pared celular. Además, las 48 horas permiten un contacto más prolongado entre el metal y el hongo. Qader y Shekha

(2023), Abid et al. (2025) e Ibrahim et al. (2025) reconocen al pH y al tiempo como factores relevantes en la remoción mediante biomasa fúngica. Así, pH 5 y 48 horas fueron las condiciones que favorecieron en mayor medida la remoción de Pb dentro del intervalo evaluado.

La tendencia observada es compatible con Qader y Shekha (2023), quienes indican que la remoción de Pb por biomasa fúngica puede aumentar cuando el pH reduce la competencia de H^+ y deja disponibles más grupos funcionales para los cationes metálicos. Ibrahim et al. (2025) demostraron asimismo que la duración del contacto modifica la capacidad de especies de *Aspergillus* para retirar metales, mientras que Lazim et al. (2024) encontraron mejores respuestas en condiciones moderadamente ácidas. Apaza y Valderrama (2020) también confirmaron que *Aspergillus niger* puede remover Pb en sistemas acuosos experimentales. En conjunto, esta evidencia respalda la interpretación de que el aumento de la remoción a pH 5 y 48 horas estuvo relacionado con una interacción más favorable entre Pb^{2+} y la biomasa de *Aspergillus niger*.

Los hallazgos permiten establecer que la remoción de Pb por *Aspergillus niger* estuvo condicionada principalmente por el pH y la duración del contacto. El máximo, 98,40 %, se alcanzó con 5 ppm, pH 5 y 48 horas. Las condiciones moderadamente ácidas favorecen la disponibilidad de grupos funcionales que pueden interactuar con Pb^{2+} , y un periodo de contacto más amplio incrementa las oportunidades de unión entre el metal y la biomasa (Qader y Shekha, 2023; Lazim et al., 2024; Ibrahim et al., 2025). Por ello, entre las combinaciones estudiadas, pH 5 y 48 horas constituyeron el escenario más favorable para maximizar la remoción con *Aspergillus niger*.

En términos generales, pH y tiempo de contacto fueron los factores más claramente asociados con el retiro de Pb y Cd. Las eficiencias máximas se registraron a pH 5 y 48 horas con una concentración inicial de 5 ppm: 98,40 % para Pb y 94,00 % para Cd. Los pH moderadamente ácidos aumentan la presencia de grupos funcionales disponibles en la biomasa para relacionarse con los cationes metálicos, mientras que un contacto más prolongado amplía las oportunidades de interacción con los sitios de *Aspergillus niger* (Lazim et al., 2024; El et al., 2023; Ibrahim et al., 2025; Apaza y Valderrama, 2020). Los valores más bajos después del contacto se obtuvieron a pH 3 y 24 horas, con 3,33 % para Cd

y 26,13 % para Pb. La elevada concentración de H^+ bajo mayor acidez puede competir con Cd^{2+} y Pb^{2+} por los sitios de la biomasa y, junto con un periodo de contacto más corto, limitar la retención de los metales (Qader y Shekha, 2023; Lazim et al., 2024; Zhang et al., 2023). La concentración inicial también generó variaciones, aunque su efecto no siguió el mismo patrón para ambos metales ni en todos los tiempos. Finalmente, bajo una misma combinación experimental, la eficiencia máxima de *Aspergillus niger* fue mayor para Pb que para Cd, mostrando una respuesta diferencial de la biomasa frente a los dos elementos.

4.2 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El análisis estadístico tuvo como propósito examinar cómo se comportó el retiro de Pb y Cd frente a las variaciones de concentración inicial, pH y tiempo de contacto. La descripción de los resultados se efectuó con los porcentajes medios correspondientes a las 27 formulaciones de cada metal; para los contrastes inferenciales, en cambio, se emplearon las repeticiones experimentales disponibles en cada tratamiento.

a) Descripción estadística de la remoción de Pb y Cd

Se calcularon estadísticos descriptivos para los porcentajes para retirar plomo (Pb) y cadmio (Cd) registrados en las soluciones acuosas artificiales:

Tabla 10
Estadísticos descriptivos de la remoción de plomo y cadmio.

Medida	Plomo (%)	Cadmio (%)
Media	42.76	34.70
Desviación estándar	34.32	35.79
Mediana	56.40	13.33
Mínimo	0.00	0.00
Máximo	98.40	94.00
Rango intercuartílico (25%-75%)	0.00-68.43	0.00-60.83

Nota. Esta tabla se presentan los estadísticos descriptivos de los porcentajes de remoción de Pb y Cd obtenidos en las 27 formulaciones experimentales.
Fuente: Elaboración propia.

b) Prueba de Normalidad

Antes de aplicar los contrastes inferenciales se examinó la distribución de los valores porcentuales de remoción para Pb y Cd mediante Shapiro-Wilk, utilizando $\alpha = 0,05$. En esta comprobación se incluyeron las repeticiones experimentales correspondientes a las mediciones realizadas a las 24 y 48 horas. Los datos de 0 horas se excluyeron porque representan la condición inicial y todos los tratamientos presentan, por definición, 0 % de remoción en ese momento.

Tabla 11

Prueba de Normalidad de los porcentajes de remoción de Pb y Cd

Variable	n	Estadístico de shapiro-wilk	Valor p	Conclusión
Plomo (pb)	54	0,9239	0,0021	Distribución no normal
Cadmio (cd)	54	0,9023	< 0,001	Distribución no normal

Nota. En esta tabla se presenta la prueba de normalidad de los porcentajes de remoción de plomo y cadmio.

Fuente: Elaboración propia.

Según la tabla N° 11 Shapiro-Wilk produjo niveles de significancia menores que 0,05 para los dos metales: Pb presentó $p = 0,0021$ y Cd $p < 0,001$. En consecuencia, para ambos conjuntos se descartó el supuesto de normalidad y los análisis posteriores de asociación y diferencia se realizaron mediante pruebas no paramétricas.

c) Correlación de Spearman

La asociación del porcentaje de remoción con la concentración de partida y el pH se examinó mediante correlación de Spearman para Pb y Cd. Los cálculos se efectuaron por separado a las 24 y a las 48 horas e incorporaron las tres repeticiones de cada tratamiento. El tiempo no se incluyó como factor dentro de estas correlaciones porque correspondía a mediciones repetidas; su influencia se evaluó posteriormente con una prueba no paramétrica para datos relacionados.

Tabla 12

Correlaciones de Spearman del porcentaje de retiro de Pb y Cd con la concentración inicial y el pH

Metal	Tiempo	Factor	ρ de Spearman	Valor p	Interpretación
Pb	24 h	Concentración inicial	-0,233	0,242	No significativa
Pb	24 h	pH	0,722	< 0,001	Positiva y significativa
Pb	48 h	Concentración inicial	-0,262	0,187	No significativa
Pb	48 h	pH	0,833	< 0,001	Positiva y significativa
Cd	24 h	Concentración inicial	-0,187	0,351	No significativa
Cd	24 h	pH	0,875	< 0,001	Positiva y significativa
Cd	48 h	Concentración inicial	-0,577	0,002	Negativa y significativa
Cd	48 h	pH	0,721	< 0,001	Positiva y significativa

Nota. En esta tabla se presenta la correlación de Spearman.

Fuente: Elaboración propia.

Según la tabla N°12 Los hallazgos evidenciaron una asociación positiva y estadísticamente significativa entre el pH y el porcentaje de remoción para ambos metales. En Pb, la correlación fue de $\rho = 0,722$ a las 24 horas y $\rho = 0,833$ a las 48 horas ($p < 0,001$), indicando que el incremento del pH dentro del intervalo evaluado de 3 a 5 estuvo asociado con mayores porcentajes de remoción. En Cd se observó el mismo comportamiento, con correlaciones de $\rho = 0,875$ a las 24 horas y $\rho = 0,721$ a las 48 horas ($p < 0,001$).

En relación con la concentración inicial, para Pb se observaron correlaciones negativas de baja magnitud a las 24 y 48 horas; sin embargo, estas asociaciones no fueron estadísticamente significativas ($p > 0,05$). Para Cd tampoco se observó una asociación significativa a las 24 horas ($\rho = -0,187$; $p = 0,351$), mientras que a las 48 horas se obtuvo una correlación negativa y significativa ($\rho = -0,577$; $p = 0,002$), indicando que, en ese tiempo de contacto, mayores concentraciones iniciales estuvieron asociadas con menores porcentajes de remoción.

d) Prueba de Kruskal-Wallis

Debido a la ausencia de normalidad, se recurrió a Kruskal-Wallis para comprobar si la remoción de Pb y Cd difería significativamente entre pH 3, 4 y 5 y entre concentraciones iniciales de 5, 10 y 20 ppm. Los análisis se efectuaron de forma independiente para las mediciones de 24 y 48 horas y se adoptó $\alpha = 0,05$.

Tabla 13

Prueba de Kruskal-Wallis para la remoción de Pb y Cd según pH y concentración inicial

Metal	Tiempo	Factor	H de Kruskal-Wallis	Valor p	Resultado
Pb	24 h	pH	17,390	< 0,001	Significativo
Pb	24 h	Concentración inicial	2,089	0,352	No significativo
Pb	48 h	pH	18,988	< 0,001	Significativo
Pb	48 h	Concentración inicial	3,714	0,156	No significativo
Cd	24 h	pH	20,186	< 0,001	Significativo
Cd	24 h	Concentración inicial	0,931	0,628	No significativo
Cd	48 h	pH	13,530	0,001	Significativo
Cd	48 h	Concentración inicial	8,855	0,012	Significativo

Nota. En esta tabla se presenta la prueba de Kruskal-Wallis.

Fuente: Elaboración propia.

Según la tabla N° 13 Kruskal-Wallis evidenció diferencias significativas en el retiro de Pb entre los niveles de pH tanto a las 24 horas ($H = 17,390$; $p < 0,001$) como a las 48 horas ($H = 18,988$; $p < 0,001$). Para la concentración inicial, en cambio, no se identificaron diferencias estadísticas ni a las 24 horas ($p = 0,352$) ni a las 48 horas ($p = 0,156$).

En Cd también se observaron diferencias entre los niveles de pH a las 24 horas ($H = 20,186$; $p < 0,001$) y 48 horas ($H = 13,530$; $p = 0,001$). Las concentraciones iniciales no difirieron significativamente a las 24 horas ($p = 0,628$), pero sí a las 48 horas, cuando se obtuvo $H = 8,855$ y $p = 0,012$.

De manera conjunta, los contrastes muestran un efecto significativo y constante del pH sobre el retiro de Pb y Cd. La concentración inicial presentó una respuesta menos regular y únicamente alcanzó significancia estadística para Cd en la evaluación de 48 horas.

e) Prueba de Friedman para el tiempo de contacto

Como los valores de 0, 24 y 48 horas correspondían a mediciones efectuadas sobre los mismos tratamientos, se utilizó Friedman para determinar si existían diferencias en el retiro de Pb y Cd entre los tres momentos. En cada metal se incluyeron 27 unidades experimentales derivadas de las combinaciones de concentración inicial, pH y repetición y se trabajó con $\alpha = 0,05$.

Tabla 14

Prueba de Friedman para la remoción de Pb y Cd según el tiempo de contacto

Metal	n	Tiempos evaluados	χ^2 Friedman	de gl	Valor p	Resultado
Pb	27	0, 24 y 48 h	52,629	2	< 0,001	Significativo
Cd	27	0, 24 y 48 h	49,078	2	< 0,001	Significativo

Nota. Se presenta la prueba de Friedman para la remoción de plomo y cadmio.

Fuente: Elaboración propia.

Según la tabla N° 14 La prueba de Friedman confirmó diferencias estadísticamente significativas entre los tiempos de contacto en los dos metales: para Pb se obtuvo $\chi^2 = 52,629$ con $p < 0,001$ y para Cd $\chi^2 = 49,078$ con $p < 0,001$. Por ello se rechazó la igualdad entre los momentos evaluados y se estableció que el porcentaje de remoción cambió significativamente con el tiempo de contacto.

Desde el punto de vista descriptivo, las remociones a las 24 y 48 horas superaron a la condición inicial de 0 horas y las mayores eficiencias para ambos metales se registraron a las 48 horas. No obstante, Friedman solo permite establecer que al menos uno de los tiempos difiere de los demás; por este motivo fue necesario realizar comparaciones por pares para identificar específicamente dónde se ubicaban las diferencias.

e) Comparaciones post hoc

Dado que Kruskal-Wallis y Friedman detectaron diferencias estadísticas, se efectuaron análisis post hoc orientados a establecer entre qué niveles se producían. Después de Kruskal-Wallis se aplicó Dunn con corrección de Bonferroni. Para contrastar los tiempos relacionados se empleó la prueba de Wilcoxon basada en rangos con signo y el mismo ajuste de Bonferroni. En todas estas comparaciones se utilizó $\alpha = 0,05$.

Tabla 15

Comparaciones post hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni para pH y concentración inicial

Metal	Tiempo	Factor	Comparación	p ajustado	Resultado
Pb	24 h	pH	3 vs. 4	0,001	Significativo
Pb	24 h	pH	3 vs. 5	< 0,001	Significativo
Pb	24 h	pH	4 vs. 5	1,000	No significativo
Pb	48 h	pH	3 vs. 4	0,009	Significativo
Pb	48 h	pH	3 vs. 5	< 0,001	Significativo
Pb	48 h	pH	4 vs. 5	0,605	No significativo
Cd	24 h	pH	3 vs. 4	0,022	Significativo
Cd	24 h	pH	3 vs. 5	< 0,001	Significativo
Cd	24 h	pH	4 vs. 5	0,223	No significativo
Cd	48 h	pH	3 vs. 4	0,266	No significativo
Cd	48 h	pH	3 vs. 5	< 0,001	Significativo
Cd	48 h	pH	4 vs. 5	0,146	No significativo
Cd	48 h	Concentración	5 vs. 10 ppm	0,192	No significativo
Cd	48 h	Concentración	5 vs. 20 ppm	0,010	Significativo

Cd	48 h	Concentración	10 vs. 20 ppm	0,826	No significativo
----	------	---------------	---------------	-------	------------------

Nota. En esta tabla se presenta la comparación post hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni.

Fuente: Elaboración propia.

Según la tabla N° 15 En Pb, las comparaciones posteriores mostraron que las diferencias de pH se localizaron principalmente al contrastar pH 3 con pH 4 y 5. A las 24 horas fueron significativas las comparaciones 3 frente a 4 (p ajustado = 0,001) y 3 frente a 5 (p ajustado < 0,001), mientras que 4 frente a 5 no presentó significancia. El patrón se mantuvo a las 48 horas, con diferencias entre pH 3 y 4 (p ajustado = 0,009) y entre pH 3 y 5 (p ajustado < 0,001).

Para Cd, a las 24 horas se encontraron diferencias entre pH 3 y 4 (p ajustado = 0,022) y entre pH 3 y 5 (p ajustado < 0,001). A las 48 horas únicamente fue significativa la comparación de pH 3 con pH 5 (p ajustado < 0,001). En cuanto a la concentración inicial de Cd a las 48 horas, la única diferencia significativa apareció entre 5 y 20 ppm, con p ajustado = 0,010.

Tabla 16

Comparaciones post hoc de Wilcoxon con ajuste de Bonferroni para el tiempo de contacto

Metal	Comparación	W de Wilcoxon	p ajustado	Resultado
Pb	0 vs. 24 h	0,0	< 0,001	Significativo
Pb	0 vs. 48 h	0,0	< 0,001	Significativo
Pb	24 vs. 48 h	0,0	< 0,001	Significativo
Cd	0 vs. 24 h	0,0	< 0,001	Significativo
Cd	0 vs. 48 h	0,0	< 0,001	Significativo
Cd	24 vs. 48 h	3,5	< 0,001	Significativo

Nota. En esta tabla se presenta la comparación de post hoc de Wilcoxon con ajuste de Bonferroni.

Fuente: Elaboración propia.

Según la tabla N° 16 Las comparaciones pareadas evidenciaron diferencias significativas entre cada uno de los tiempos para ambos metales (p ajustado $< 0,001$). Se confirmaron diferencias entre 0 y 24 horas y entre 0 y 48 horas, y el contraste de 24 frente a 48 horas también resultó significativo cuando se analizaron los porcentajes de remoción como mediciones relacionadas. Por tanto, la remoción siguió cambiando de forma estadísticamente significativa entre las 24 y las 48 horas.

Tabla 17

Síntesis del efecto de los factores experimentales sobre la remoción de Pb y Cd

Factor	Pb	Cd	Interpretación general
pH	Significativo a 24 y 48 h	Significativo a 24 y 48 h	Influencia consistente
Concentración inicial	No significativa a 24 ni 48 h	Significativa únicamente a 48 h	Influencia dependiente del metal y tiempo
Tiempo de contacto	Significativo	Significativo	Influencia consistente

Nota. En esta tabla se presenta la síntesis del efecto de los factores experimentales de la remoción de cadmio y plomo.

Fuente: Elaboración propia.

Según la tabla N°17 En términos globales, el análisis identificó al pH y al tiempo de contacto como los factores con una influencia más consistente sobre el retiro de Pb y Cd. Para ambos metales se registraron diferencias entre niveles de pH a las 24 y 48 horas, y las mediciones también variaron significativamente entre los tiempos analizados. La concentración inicial presentó un patrón menos constante: no se observaron diferencias significativas para Pb, mientras que en Cd la significancia apareció únicamente a las 48 horas. Estos resultados indican que el desempeño de *Aspergillus niger* estuvo relacionado principalmente con el pH y el tiempo, mientras que la influencia de la concentración dependió del elemento metálico y del momento de evaluación.

Los resultados estadísticos confirman, finalmente, que las variaciones de pH y tiempo de contacto estuvieron más estrechamente vinculadas con el comportamiento de la eliminación de Pb y Cd. La influencia de la concentración inicial, por su parte, cambió según el metal analizado y el tiempo considerado. Esta evidencia estadística sustenta la interpretación integral de la eficiencia mostrada por *Aspergillus niger* dentro de las condiciones experimentales estudiadas.

CAPITULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 CONCLUSIONES

El relave de Alto Inambari – Puno se caracterizó por una textura franco-arenosa integrada por 70 % de arena, 20 % de limo y 10 % de arcilla, además de una temperatura de 20,8 °C, pH 6,0, densidad aparente de 1,35 g/cm³, humedad de 23,31 % y conductividad eléctrica de 17 dS/m.

Del relave minero de Alto Inambari – Puno se obtuvieron e identificaron morfológicamente *Aspergillus niger* y *Rhizopus sp.* En la placa representativa se registraron cerca de 65 colonias visibles: aproximadamente 52 fueron *Aspergillus niger* y 13 *Rhizopus sp.*, proporciones equivalentes a frecuencias relativas aproximadas de 80 % y 20 %. Debido a su predominio, *Aspergillus niger* fue seleccionado para continuar con las pruebas para retirar Pb y Cd.

El pH y el tiempo de contacto fueron los factores que mostraron mayor influencia sobre el retiro de Pb y Cd. La combinación de pH 5, 48 horas y 5 ppm produjo las eficiencias máximas con *Aspergillus niger*: 98,40 % para Pb y 94,00 % para Cd. Los menores porcentajes posteriores al contacto se registraron a pH 3 y 24 horas, con 26,13 % de Pb a 10 ppm y 3,33 % de Cd tanto a 10 como a 20 ppm.

5.2 RECOMENDACIONES

- En investigaciones posteriores se recomienda sustituir las soluciones acuosas artificiales por muestras reales de agua que contengan plomo (Pb) y cadmio (Cd), a fin de conocer el comportamiento de *Aspergillus niger* y su eficiencia de remoción bajo condiciones ambientales más complejas y cercanas a situaciones reales de contaminación.
- Se plantea evaluar las cepas fúngicas frente a concentraciones metálicas mayores de 20 ppm para establecer hasta qué punto mantienen su capacidad de remoción en escenarios más exigentes y representativos de contaminación minera.
- También se propone estudiar otras cepas fúngicas, de manera individual o formando consorcios microbianos, con el propósito de comparar sus eficiencias e identificar posibles interacciones sinérgicas durante la remoción de metales pesados.
- Se sugiere además impulsar el estudio y eventual implementación de tecnologías de biorremediación que empleen microorganismos nativos como opción sostenible y potencialmente menos costosa que los tratamientos fisicoquímicos convencionales, en particular en zonas afectadas por actividades mineras.

REFERENCIAS

- Abid, M., Askar, A., Abdulhasan, M., & Kamal, F. (2025). Transforming wastewater: The power of non-living fungal biomass to remove heavy metals. *Bulletin of Pharmaceutical Sciences Assiut University*, 48(1), 619–628. <https://doi.org/10.21608/bfsa.2025.345320.2377>
- Al-Khayri, J., Alshahrani, S., Rashmi, R., Rezk, A., Sakran, M., Alsuhaibani, A., Al-Bahrany, A., Al-Ali, A., Alkahtani, J., Al-Mssallem, M., & Dutta, A. (2023). Cadmium toxicity in medicinal plants: An overview of the tolerance strategies, biotechnological and omics approaches to alleviate metal stress. *Frontiers in Plant Science*, 13, 1047410. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1047410>
- Alabssawy, A. N., & Hashem, A. H. (2024). Bioremediation of hazardous heavy metals by marine microorganisms: A recent review. *Archives of Microbiology*, 206, 103. <https://doi.org/10.1007/s00203-023-03793-5>
- Alengebawy, A., Abdelkhalek, S., Qureshi, S., & Wang, M. (2021). Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: Ecological risks and human health implications. *Toxics*, 9(3), 42. <https://doi.org/10.3390/toxics9030042>
- Ali, A., Bayih, A., & Gari, S. (2022). Meta-analysis of public health risks of lead accumulation in wastewater, irrigated soil, and crops nexus. *Frontiers in Public Health*, 10, 977721. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2022.977721>
- Amin, M. T., Alazba, A. A., Shafiq, M., & Khan, A. A. (2024). Enhanced performance of the composite of FeMgAl-layered double hydroxide and rice husk biochar to adsorb heavy metal ions of lead and cadmium in aqueous solutions. *Journal of Chemistry*, 2024(1), Article 4155126. <https://doi.org/10.1155/2024/4155126>

- Apaza, H., & Valderrama, M. (2020). Aislamiento de cepas fúngicas de una poza de relaves para la biorremediación de plomo y cadmio. *UCV-Hacer. Revista de Investigación y Cultura*, 9(4), 47–54. <https://revistas.ucv.edu.pe/index.php/ucv-hacer/article/view/588>
- Asociación Española de Normalización y Certificación. (2001). *Calidad del suelo. Determinación de la conductividad eléctrica específica (UNE 77308:2001)*. <https://tienda.aenor.com/es/p/norma-une-77308-2001-n0024111>
- ASTM International. (1998). *ASTM D2216-98: Standard test method for laboratory determination of water (moisture) content of soil and rock by mass*. <https://doi.org/10.1520/D2216-98>
- Aymara Uscamayta, C. G. (2018). *Biorremoción de metales ecotóxicos mediante cepas fúngicas nativas aisladas de efluentes industriales en un sistema de biorreactores en serie de agitación continua* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa]. Repositorio Institucional UNSA. <http://repositorio.unsa.edu.pe/handle/UNSA/6270>
- Aziz, K., Mustafa, F., Omer, K., Hama, S., Hamarawf, R., & Rahman, K. (2023). Heavy metal pollution in the aquatic environment: Efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: A review. *RSC Advances*, 13(26), 17595–17610. <https://doi.org/10.1039/D3RA00723E>
- Bala, J. D., Kuta, F., Nasiru, A., Adedeji, A. S., Al-Gheethi, A. A. S., & Fashola, O. H. (2020). Biosorption potential of lead tolerant fungi isolated from refuse dumpsite soil in Nigeria. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 42, e46753. <https://doi.org/10.4025/actascibiols.v42i1.46753>

- Balíková, K., Vojtková, H., Duborská, E., Kim, H., Matúš, P., & Urík, M. (2022). Role of exopolysaccharides of *Pseudomonas* in heavy metal removal and other remediation strategies. *Polymers*, 14(20), 4253. <https://doi.org/10.3390/polym14204253>
- Banco Mundial. (2026). *El Banco Mundial impulsará el empleo, la competitividad y la minería sostenible en Perú*. <https://www.bancomundial.org/es/news/press-release/2026/03/13/world-bank-to-boost-jobs-competitiveness-and-sustainable-mining-in-peru>
- Barnett, H. L., & Hunter, B. B. (1998). *Illustrated genera of imperfect fungi* (4th ed.). APS Press.
- Bhasin, T., Lamture, Y., Kumar, M., Lakhwani, M., Kambale, S., & Borkar, N. (2023). Unveiling the health ramifications of lead poisoning: A narrative review. *Cureus*, 15(10), e46727. <https://doi.org/10.7759/cureus.46727>
- Blake, G. R., & Hartge, K. H. (1986). Bulk density. En A. Klute (Ed.), *Methods of soil analysis: Part 1. Physical and mineralogical methods* (2.^a ed., pp. 363–375). American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c13>
- Bouida, L., Rafatullah, M., Kerrouche, A., Qutob, M., Alosaimi, A., Alorfi, H., & Hussein, M. (2022). A review on cadmium and lead contamination: Sources, fate, mechanism, health effects and remediation methods. *Water*, 14(21), 3432. <https://doi.org/10.3390/w14213432>
- Bouyoucos, G. J. (1927). The hydrometer as a new method for the mechanical analysis of soils. *Soil Science*, 23(5), 343–354. <https://doi.org/10.1097/00010694-192705000-00002>
- Briseño-Bugarín, J., Gutiérrez-Ruiz, M., Romero, F., Hernández-Ávila, J., & Cejudo, R. (2024). Lead (Pb) pollution in soil: A systematic review and meta-analysis of

- contamination grade and health risk in Mexico. *Environments*, 11(3), 43. <https://doi.org/10.3390/environments11030043>
- Bustos-Terrones, Y., Alarcón-Herrera, M., Rodríguez-Rodríguez, J., & Páez-Hernández, M. (2024). A review of the strategic use of sodium alginate polymer in the immobilization of microorganisms for water recycling. *Polymers*, 16(6), 788. <https://doi.org/10.3390/polym16060788>
- Cacciuttolo, C., Cano, D., & Custodio, M. (2023). Socio-environmental risks linked with mine tailings chemical composition: Promoting responsible and safe mine tailings management considering copper and gold mining experiences from Chile and Peru. *Toxics*, 11(5), 462. <https://doi.org/10.3390/toxics11050462>
- Cacciuttolo, C., Marinovic, A. (2022). Sustainable management of thickened tailings in Chile and Peru: A review of practical experience and socio-environmental acceptance. *Sustainability*, 14(17), 10901. <https://doi.org/10.3390/su141710901>
- Cacciuttolo, C., Valenzuela, F., Reyes, A., Menzies, A., & Valenzuela, L. (2022). Environmental impact assessment of mine tailings spill considering metallurgical processes of gold and copper mining: Case studies in the Andean countries of Chile and Peru. *Water*, 14(19), 3057. <https://doi.org/10.3390/w14193057>
- Callesen, I., Palviainen, M., Armolaitis, K., Rasmussen, C., & Kjonaas, O. J. (2023). Soil texture analysis by laser diffraction and sedimentation and sieving—method and instrument comparison with a focus on Nordic and Baltic forest soils. *Frontiers in Forests and Global Change*, 6, 1144845. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1144845>
- Ccosi, R. (2022). *Remediación de pasivos ambientales mineros a escala piloto, mediante el uso de biofertilizante Bio Mikhuy en suelos de la Mina Escuela Pompería, Puno* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional del Altiplano]. Repositorio Institucional UNAP.

https://alicia.concytec.gob.pe/vufind/Record/RNAP_961b4cf5d256f2c6f451d4e2a31f6b7e83

- Charkiewicz, A., Omeljaniuk, W., Nowak, K., Garley, M., & Nikliński, J. (2023). Cadmium toxicity and health effects—A brief summary. *Molecules*, 28(18), 6620. <https://doi.org/10.3390/molecules28186620>
- Chintalapudi, V. K., Kanamarlapudi, R. K. S. L., Mallu, U. R., & Muddada, S. (2020). Enhanced biosorption of Pb(II) ions from aqueous solutions onto citric acid treated *Aspergillus niger* biomass: Equilibrium and kinetic studies. *Asian Journal of Chemistry*, 32(3), 508–514. <https://doi.org/10.14233/ajchem.2020.22346>
- Correia, A., Figueiredo, S., Ramos, T., Gomes, L., & Matos, J. (2025). A review of persistent soil contaminants: Assessment and remediation. *Environments*, 12(7), 229. <https://doi.org/10.3390/environments12070229>
- Cruz Fajardo, K. F. (2019). *Mapeo y análisis de calidad física y química de los suelos agrícolas de la Universidad Nacional Agraria La Molina aplicando herramientas SIG* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Agraria La Molina]. Repositorio Institucional UNALM. <https://hdl.handle.net/20.500.12996/3939>
- Cutipa-Chávez, L., Mego-Mego, V., Cuse-Quispe, J., Chávez-Pinchi, M., Mamani-Condori, J., Galindo-Pacherres, J., & Gonzales-Bellido, J. (2022). Actividad minera y suelos contaminados en el sector de km 100 La Pampa región Madre de Dios. *Revista Biodiversidad Amazónica*, 1(1), e172. <https://doi.org/10.55873/rba.v1i1.172>
- Das, S., Maiti, A., Bandyopadhyay, S., & Chattopadhyay, A. (2023). Heavy metal pollution in the environment and its impact on human health: Challenges and green remediation approaches. *Toxics*, 11(9), 744. <https://doi.org/10.3390/toxics11090744>

- Davidova, S., Kolesarova, A., Roychoudhury, S., & Jambor, T. (2024). The mechanisms of cadmium toxicity in living organisms. *Toxics*, 12(12), 875. <https://doi.org/10.3390/toxics12120875>
- Delgado Camilo, M. B., & Alvarado Obeso, R. A. (2024). *Identificación de hongos filamentosos de los suelos de los pasivos ambientales mineros de Chahuapampa, Ancash, 2024* [Tesis de pregrado, Universidad Privada del Norte]. Repositorio Institucional UPN. <https://hdl.handle.net/11537/39750>
- Diario Sin Fronteras. (2024). *Puno: contaminación por metales afecta a nueve provincias*. <https://diariosinfronteras.com.pe/2024/07/04/puno-contaminacion-por-metales-afecta-a-nueve-provincias/>
- Dusengemungu, L., Kasali, G., Gwanama, C., & Ouma, K. (2022). Potential of bioaugmentation of heavy metal contaminated soil with autochthonous fungal isolates. *Frontiers in Microbiology*, 13, 1045671. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.1045671>
- El-Gendy, M. M. A. A., Abdel-Moniem, S. M., Ammar, N. S., & El-Bondkly, A. M. A. (2023). Bioremoval of heavy metals from aqueous solution using dead biomass of indigenous fungi derived from fertilizer industry effluents: Isotherm models evaluation and batch optimization. *BioMetals*, 36(6), 1307–1329. <https://doi.org/10.1007/s10534-023-00520-x>
- Farfan Tucto, S. O. (2022). *Efecto de comelina (Callisia repens L.) y hongos micorrízicos arbusculares en la disminución de cadmio en cacao (Theobroma cacao L.) en Pumahuasi, Leoncio Prado, Huánuco 2018* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Hermilio Valdizán]. Repositorio Institucional UNHEVAL. <https://hdl.handle.net/20.500.13080/7719>

- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2006). *Guidelines for soil description* (4th ed.). FAO. <https://www.fao.org/4/a0541e/a0541e.pdf>
- Gomez-Delgado, N. M., Sánchez-Cuesta, T. C., & Padilla-Macedo, B. T. (2025). Revisión de eficiencia de hongos ligninolíticos en la biodegradación y adsorción de los metales pesados en aguas residuales textiles. *Revista Biodiversidad Amazónica*, 4(2), e392. <https://doi.org/10.55873/rba.v4i2.392>
- Guevara, M., Urcia, F., & Casquero, J. (2007). *Manual de procedimientos y técnicas de laboratorio para la identificación de los principales hongos oportunistas causantes de micosis humanas* (Serie de Normas Técnicas N.º 44). Instituto Nacional de Salud. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/8741747.pdf>
- Guimarães, L. A. de O. P., Dias, L. E., Assis, I. R. de, & Cordeiro, A. L. (2016). Cultivation of vetiver in saline tailings contaminated with arsenic under phosphorus doses. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 20(10), 891–896. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n10p891-896>
- Guo, L., Xi, B., & Lu, L. (2024). Strategies to enhance production of metabolites in microbial co-culture systems. *Bioresource Technology*, 406, 131049. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.131049>
- Hammer, V., Vanneste, J. S., Alejo-Zapata, F. D., Zea, J., Bolaños-Sosa, H. G., Zevallos Rojas, C. A., Figueroa, L. A., Malone, A., Bellona, C., & Vuono, D. C. (2024). Characterization of medium and small-scale gold processing operations, wastewaters, and tailings in the Arequipa region of Peru. *Science of the Total Environment*, 945, 174034. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174034>
- Hernández Pérez, Y., Leal Castañeda, E. J., Meléndez Estrada, J., Montesinos-Pedro, E., Abo Markeb, A., & Font, X. (2025). Removal of Pb(II) and Cd(II) ions from aqueous

- solutions using modified fish scale bioadsorbent. *ChemEngineering*, 9(2), 23.
<https://doi.org/10.3390/chemengineering9020023>
- Hou, D., O'Connor, D., Igalavithana, A., Alessi, D., Luo, J., Tsang, D., Sparks, D., Yamauchi, Y., Rinklebe, J., & Ok, Y. (2025). Global soil pollution by toxic metals threatens agriculture and human health. *Science*, 388(6746), 316–321.
<https://doi.org/10.1126/science.adr5214>
- Ibrahim, U., Omotosho, A., Abdulrasheed, M., Kanki, H., Ndanusa, A., Ibrahim, M., & Tunau, R. (2025). Mycoremediation of heavy metals from Wupa River using *Aspergillus niger* and *Aspergillus fumigatus*. *South Asian Journal of Research in Microbiology*, 19(3), 12–21. <https://doi.org/10.9734/sajrm/2025/v19i3422>
- Jyoti, B., Singh, A., & Kumar, S. (2023). Bioremediation of heavy metals by fungus in aqueous ecosystem. *Scope*, 13(3), 544–550. <https://scope-journal.com/assets/uploads/doc/3f990-544-550.202317412.pdf>
- Keane, S., Bernaudat, L., Davis, K. J., Stylo, M., Mutemeri, N., Singo, P., Twala, P., Mutemeri, I., Nakafeero, A., & Dossou Etui, I. (2023). Mercury and artisanal and small-scale gold mining: Review of global use estimates and considerations for promoting mercury-free alternatives. *Ambio*, 52, 833–852.
<https://doi.org/10.1007/s13280-023-01843-2>
- Koch, R. (1881). Zur Untersuchung von pathogenen Organismen. *Mittheilungen aus dem Kaiserlichen Gesundheitsamte*, 1, 1–48. <https://doi.org/10.25646/5071>
- Lavado Meza, C. D. R., Cisneros Santos, G., Huanca Rojas, L. M., Rutti Marín, J. M., Huaranga Rivera, H. V., Fernandez Pesua, M. C., Contreras Tovar, L. A., Sun Kou, M. del R., & Bulege Gutierrez, W. (2020). *Biosorción de plomo en aguas contaminadas en la cuenca del Tulumayo utilizando residuos agroindustriales del café y cacao de la Selva Central* [Informe técnico]. Universidad Nacional

Intercultural de la Selva Central Juan Santos Atahualpa.

<https://repositorio.uniscjsa.edu.pe/handle/UNISCJSA/42>

- Lazim, H., Abbas, M., & Hassan, A. (2024). Exploring the potential of fungi for bioremediation of copper, cobalt and cadmium in liquid media. *Journal of Food Technology and Preservation*. <https://www.pubtexto.com/journals/journal-of-food-technology-and-preservation/fulltext/exploring-the-potential-of-fungi-for-bioremediation-of-copper-cobalt-and-cadmium-in-liquid-media>
- Lübeck, M., Lübeck, P., & Liu, Z. (2022). Fungal cell factories for efficient and sustainable production of proteins and peptides. *Microorganisms*, 10(4), 753. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10040753>
- Lv, C., Bi, R., Guo, X., Chen, D., Guo, Y., & Xu, Z. (2020). Erosion characteristics of different reclaimed substrates on iron tailings slopes under simulated rainfall. *Scientific Reports*, 10, 4275. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61121-z>
- Manaviparast, H., Miranda, T., Pereira, E., & Cristelo, N. (2024). A comprehensive review on mine tailings as a raw material in the alkali activation process. *Applied Sciences*, 14(12), 5127. <https://doi.org/10.3390/app14125127>
- Mantari Camarena, A. E., & Pinchi Ramírez, W. (2021). Influencia de la minería artesanal e informal en la calidad del recurso hídrico de Parcoy, La Libertad. *SCIÉNDO INGENIUM*, 17(2), 11–27. <https://doi.org/10.17268/rev.cyt.2021.02.01>
- Medina-Armijo, C., Isola, D., Illa, J., Puerta, A., Viñas, M., & Prenafeta-Boldú, F. X. (2024). The metallotolerance and biosorption of As(V) and Cr(VI) by black fungi. *Journal of Fungi*, 10(1), 47. <https://doi.org/10.3390/jof10010047>
- Ministerio de Energía y Minas. (2017). *Catálogo de medidas ambientales en el marco del IGAFOM*. Dirección General de Formalización Minera.

<https://sinia.minam.gob.pe/documentos/catalogo-medidas-ambientales-marco-igaform>

Ministerio de Energía y Minas. (2022). *MINEM transfirió más de S/ 602 millones para la remediación de 1 088 pasivos ambientales mineros en el país*. Gobierno del Perú.
<https://www.gob.pe/institucion/minem/noticias/666019-minem-transfirió-más-de-s-602-millones-para-la-remediación-de-1-088-pasivos-ambientales-mineros-en-el-país>

Ministerio de Salud. (2024). *Situación epidemiológica de personas expuestas a metales pesados y metaloides en el Perú hasta la SE 36-2024*. Centro Nacional de Epidemiología, Prevención y Control de Enfermedades.
<https://www.dge.gob.pe/portal/docs/vigilancia/sala/2024/SE36/metales.pdf>

Ministerio del Ambiente. (2014). *Guía para muestreo de suelos*.
<https://www.gob.pe/institucion/minam/informes-publicaciones/2699-guia-para-muestreo-de-suelos>

Ministerio del Ambiente. (2016). *Manual de buenas prácticas en la investigación de sitios contaminados: Muestreo de suelo*. <https://www.gob.pe/institucion/minam/informes-publicaciones/2626-manual-de-buenas-practicas-en-la-investigación-de-sitios-contaminados-muestreo-de-suelo>

Ministerio del Ambiente. (2017a). *Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM, que aprueba los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establece disposiciones complementarias*. <https://www.minam.gob.pe/disposiciones/decreto-supremo-n-004-2017-minam/>

Ministerio del Ambiente. (2017b). *Decreto Supremo N.º 011-2017-MINAM, que aprueba los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo*.
<https://www.minam.gob.pe/disposiciones/decreto-supremo-n-011-2017-minam/>

- Mitra, S., Chakraborty, A. J., Tareq, A. M., Emran, T. B., Nainu, F., Khusro, A., Idris, A. M., Khandaker, M. U., Osman, H., Alhumaydhi, F. A., & Simal-Gandara, J. (2022). Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University - Science*, 34(3), 101865. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>
- Mubark, A. E., El-Gamasy, S. M., Masoud, A. M., El-Zahhar, A. A., Alghamdi, M. M., Taha, M. H., & Hassanein, T. F. (2025). Efficient Schiff base ligand for selective Cd(II) and Pb(II) removal from water. *RSC Advances*, 15(27), 21987–22005. <https://doi.org/10.1039/D5RA03053F>
- Mukhopadhyay, M., Noronha, S. B., & Suraishkumar, G. K. (2011). A review on experimental studies of biosorption of heavy metals by *Aspergillus niger*. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 89(4), 889–900. <https://doi.org/10.1002/cjce.20460>
- Nkuna, R., & Matambo, T. S. (2024). Determining the metabolic processes of metal-tolerant fungi isolated from mine tailings for bioleaching. *Minerals*, 14(3), 235. <https://doi.org/10.3390/min14030235>
- Ogundolie, F. A., Babalola, O. O., Adetunji, C. O., Aruwa, C. E., Manjia, J. N., & Muftaudeen, T. K. (2024). A review on bioremediation by microbial immobilization—an effective alternative for wastewater treatment. *AIMS Environmental Science*, 11(6), 918–939. <https://doi.org/10.3934/environsci.2024046>
- Organización Mundial de la Salud. (2026, 10 de junio). *Intoxicación por plomo*. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>
- Pande, V., Pandey, S. C., Sati, D., Bhatt, P., & Samant, M. (2022). Microbial interventions in bioremediation of heavy metal contaminants in agroecosystem. *Frontiers in Microbiology*, 13, 824084. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.824084>

- Pardavé, W., Serrano, B., & Castillo, C. (2022). Tratamiento de drenajes ácidos de mina (DAM) mediante filtros elaborados con relave minero. *Revista Politécnica*, 18(36), 115–125. <https://doi.org/10.33571/rpolitec.v18n36a9>
- Paria, K., Pyne, S., & Chakraborty, S. K. (2022). Optimization of heavy metal (lead) remedial activities of fungi *Aspergillus penicillioides* (F12) through extra cellular polymeric substances. *Chemosphere*, 286, 131874. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131874>
- Pernía, B., Añazco, K., Mero, M., Mayía, Y., & Cobos, P. (2021). Efectos del cadmio sobre la germinación y crecimiento inicial de cinco variedades de *Oryza sativa* L. cultivadas en Ecuador. *Acta Agronómica*, 70(1), 82–92. <https://doi.org/10.15446/acag.v70n1.87636>
- Qader, M., & Shekha, Y. (2023). Bioremediation of heavy metals by using *Aspergillus niger* and *Candida albicans*. *Zanco Journal of Pure and Applied Sciences*, 35(3), 180–186. <https://doi.org/10.21271/ZJPAS.35.3.16>
- Qasem, N. A. A., Mohammed, R. H., & Lawal, D. U. (2021). Removal of heavy metal ions from wastewater: A comprehensive and critical review. *npj Clean Water*, 4, 36. <https://doi.org/10.1038/s41545-021-00127-0>
- Qattan, S. (2025). Harnessing bacterial consortia for effective bioremediation: Targeted removal of heavy metals, hydrocarbons, and persistent pollutants. *Environmental Sciences Europe*, 37, 85. <https://doi.org/10.1186/s12302-025-01103-y>
- Ramos, D., Valdivia, A., Guerrero, A., Flores, O., Yamamoto, L., Gutiérrez, J., Bautista, J., & Avelar, F. (2025). Cadmium and lead tolerance of filamentous fungi isolated from contaminated mining soils. *Biology*, 14(6), 688. <https://doi.org/10.3390/biology14060688>

- Ramos-Galarza, C. (2021). Editorial: Diseños de investigación experimental. *CienciAmérica*, 10(1), 1–7. <https://doi.org/10.33210/ca.v10i1.356>
- Rashid, A., Schutte, B., Ulery, A., Deyholos, M., Sanogo, S., Lehnhoff, E., & Beck, L. (2023). Heavy metal contamination in agricultural soil: Environmental pollutants affecting crop health. *Agronomy*, 13(6), 1521. <https://doi.org/10.3390/agronomy13061521>
- Redha, A. A. (2020). Removal of heavy metals from aqueous media by biosorption. *Arab Journal of Basic and Applied Sciences*, 27(1), 183–193. <https://doi.org/10.1080/25765299.2020.1756177>
- Rivera, K., & Pernía, B. (2021). Determinación de los niveles de plomo en sangre en trabajadores de fábricas de baterías ubicadas en Guayaquil-Ecuador. *Enfoque UTE*, 12(2), 1–18. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.727>
- Rodríguez, R., Muñoz-Moreno, A., Caparrós, A. V., García-García, C., Brime-Barrios, Á., Arranz-González, J. C., Rodríguez-Gómez, V., Fernández-Naranjo, F. J., & Alcolea, A. (2021). How to prevent flow failures in tailings dams. *Mine Water and the Environment*, 40, 83–112. <https://doi.org/10.1007/s10230-021-00752-8>
- Rosas-Vega, F., Andrade, C., Soccol, C., & Neto, C. (2025). Enzymes produced by the genus *Aspergillus* integrated into the biofuels industry using sustainable raw materials. *Fermentation*, 11(2), 62. <https://doi.org/10.3390/fermentation11020062>
- Sarathchandra, S., Gunawardana, B., Jayasinghe, G., & Udayakumara, E. (2023). A review on remediation of iron ore mine tailings via organic amendments. *Plants*, 12(9), 1871. <https://doi.org/10.3390/plants12091871>
- Sen, R., & Shweta, N. (2024). Fungal biosorption systems for heavy metal detoxification: A review of mechanistic and applied perspectives. *Journal of Computational Analysis*

<https://eudoxuspress.com/index.php/pub/article/view/3582>

Sharma, S., Tiwari, K. L., & Jadhav, S. K. (2023). Lead biosorption profiling of endophytic *Aspergillus flavus* SGE34 isolated from *Cleome viscosa* Linn. *Chemistry and Ecology*, 39(7), 673–687. <https://doi.org/10.1080/02757540.2023.2253224>

Silva, A., & Cardenas, J. (2022). *Análisis de la eficiencia de biorremediación del hongo Aspergillus niger sobre suelos contaminados con metales pesados en el distrito de Orcotuna, Concepción - 2022* [Tesis de pregrado, Universidad Continental]. Repositorio Institucional Continental.

<https://repositorio.continental.edu.pe/handle/20.500.12394/12605>

Singh, R., Kumar, S., Sharma, P., & Punna, S. (2025). Emerging pollutants in soil and water: Sources, risks, and remediation strategies. *Environmental Management*. <https://doi.org/10.1007/s00267-025-02284-1>

Singh, V., Ahmed, G., Vedika, S., Kumar, P., Chaturvedi, S., Rai, S., Vamanu, E., & Kumar, A. (2024). Toxic heavy metal ions contamination in water and their sustainable reduction by eco-friendly methods: Isotherms, thermodynamics and kinetics study. *Scientific Reports*, 14, 7595. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-58061-3>

Soil Survey Staff. (2024). *Field book for describing and sampling soils* (Version 4.0). U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. <https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2025-01/Field-Book-for-Describing-and-Sampling-Soils-v4.pdf>

Stokes, G. G. (1851). On the effect of the internal friction of fluids on the motion of pendulums. *Transactions of the Cambridge Philosophical Society*, 9, 8–106.

- Tang, H., Xiang, G., Xiao, W., Yang, Z., & Zhao, B. (2024). Microbial mediated remediation of heavy metals toxicity: Mechanisms and future prospects. *Frontiers in Plant Science*, 15, 1420408. <https://doi.org/10.3389/fpls.2024.1420408>
- Teschner, B., Smith, N. M., Borrillo-Hutter, T., John, Z. Q., & Wong, T. E. (2017). How efficient are they really? A simple testing method of small-scale gold miners' gravity separation systems. *Minerals Engineering*, 105, 44–51. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2017.01.005>
- Tetteh Doku, E., Belford, E. J. D., Boamah, S. A., & Adu-Tutu, F. (2025). Health risks associated with heavy metal pollution of soils in communities surrounding an abandoned mine tailings dam. *EQA - International Journal of Environmental Quality*, 65, 49–61. <https://doi.org/10.6092/issn.2281-4485/20002>
- U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. (2008). *Soil quality indicators: Bulk density*. https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-10/nrcs142p2_051591.pdf
- U.S. Environmental Protection Agency. (2004). *Method 9045D: Soil and waste pH*. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/9045d.pdf>
- Valencia, M., Guzmán, P., & Guzmán, M. (2024). Survival strategies of *Bacillus* spp. in saline soils. *Microbiological Research*, 281, 127630. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2023.127630>
- Villalba-Villalba, A. G., Chan-Chan, L. H., & Maldonado-Arce, A. (2022). Tolerancia de *Aspergillus flavus* y *Aspergillus nidulans* a metales tóxicos. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 28(2), 189–205. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2021.02.009>
- Volesky, B. (Ed.). (1990). *Biosorption of heavy metals*. CRC Press.

- Wan, Y., Huang, Q., Wang, Q., Yu, Y., Su, D., Qiao, Y., Li, H., & Zhang, J. (2024). Heavy metals in agricultural soils: Sources, influencing factors, and remediation strategies. *Toxics*, 12(1), 63. <https://doi.org/10.3390/toxics12010063>
- Xie, S. (2024). Biosorption of heavy metal ions from contaminated wastewater: An eco-friendly approach. *Green Chemistry Letters and Reviews*, 17(1), 2357213. <https://doi.org/10.1080/17518253.2024.2357213>
- Xu, W., Jin, Y., & Zeng, G. (2024). Introduction of heavy metals contamination in the water and soil: A review on source, toxicity and remediation methods. *Green Chemistry Letters and Reviews*, 17(1), 2404235. <https://doi.org/10.1080/17518253.2024.2404235>
- Yang, Y., Wang, H., Chen, X., Li, Y., Zhang, L., Ali, I., & Zhang, X. (2025). Effects of cadmium pollution on human health: A narrative review. *Atmosphere*, 16(2), 225. <https://doi.org/10.3390/atmos16020225>
- Zareh, M. M., El-Sayed, A. S., & El-Hady, D. M. (2022). Biosorption removal of iron from water by *Aspergillus niger*. *npj Clean Water*, 5, 58. <https://doi.org/10.1038/s41545-022-00201-1>
- Zaynab, M., Al-Yahyai, R., Ameen, A., Sharif, Y., Ali, L., Fatima, M., Khan, K. A., & Li, S. (2022). Health and environmental effects of heavy metals. *Journal of King Saud University - Science*, 34, 101653. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2021.101653>
- Zhang, P., Yang, M., Lan, J., Huang, Y., Zhang, J., Huang, S., Yang, Y., & Ru, J. (2023). Water quality degradation due to heavy metal contamination: Health impacts and eco-friendly approaches for heavy metal remediation. *Toxics*, 11(10), 828. <https://doi.org/10.3390/toxics11100828>

- Zhao, P., Chen, J., Liu, T., Wang, Q., Wu, Z., & Liang, S. (2023). Heavy metal pollution and risk assessment of tailings in one low-grade copper sulfide mine. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1132268. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1132268>
- Zúñiga-Suárez, A. R., Zúñiga-Torres, L. A., Hernández-Olivares, F., Zúñiga-Torres, B. C., Gualpa-Guzmán, G. G., & Rodríguez-Tapia, J. P. (2026). Oxypolymerization in the manufacture of bricks based on gold mine tailings and cooking oil as a binder. *Materials*, 19(11), 2284. <https://doi.org/10.3390/ma19112284>

ANEXOS

Anexo I. Matriz de datos experimentales de plomo y cadmio

Tabla 18

Matriz de datos experimentales de plomo

Plomo				
Concentración (ppm)	pH	Repetición	Tiempo (h)	Concentración de Plomo (ppm)
5	3	1	0	5
5	3	1	24	3.75
5	3	1	48	3.5
5	3	2	0	5
5	3	2	24	2.5
5	3	2	48	2.3
5	3	3	0	5
5	3	3	24	2.37
5	3	3	48	2.1
5	4	1	0	5
5	4	1	24	0.72
5	4	1	48	0.72
5	4	2	0	5
5	4	2	24	0.65
5	4	2	48	0.64
5	4	3	0	5
5	4	3	24	0.66
5	4	3	48	0.62
5	5	1	0	5
5	5	1	24	1.21
5	5	1	48	0.2
5	5	2	0	5
5	5	2	24	1.58
5	5	2	48	0.01
5	5	3	0	5
5	5	3	24	1.24
5	5	3	48	0.03
10	3	1	0	10
10	3	1	24	7.49
10	3	1	48	7.2
10	3	2	0	10
10	3	2	24	7.35
10	3	2	48	6.8
10	3	3	0	10
10	3	3	24	7.32
10	3	3	48	6.85
10	4	1	0	10
10	4	1	24	3.54
10	4	1	48	3.54
10	4	2	0	10

10	4	2	24	3.03
10	4	2	48	3.03
10	4	3	0	10
10	4	3	24	3.45
10	4	3	48	3.44
10	5	1	0	10
10	5	1	24	3.09
10	5	1	48	2.95
10	5	2	0	10
10	5	2	24	3.06
10	5	2	48	2.98
10	5	3	0	10
10	5	3	24	3.09
10	5	3	48	2.99
20	3	1	0	20
20	3	1	24	8.91
20	3	1	48	8.9
20	3	2	0	20
20	3	2	24	8.89
20	3	2	48	8.75
20	3	3	0	20
20	3	3	24	8.36
20	3	3	48	8.33
20	4	1	0	20
20	4	1	24	6.7
20	4	1	48	6.6
20	4	2	0	20
20	4	2	24	6.7
20	4	2	48	6.4
20	4	3	0	20
20	4	3	24	6.6
20	4	3	48	6.5
20	5	1	0	20
20	5	1	24	6.4
20	5	1	48	3.73
20	5	2	0	20
20	5	2	24	5.4
20	5	2	48	4.85
20	5	3	0	20
20	5	3	24	7.6
20	5	3	48	6.12

Tabla 19
Matriz de datos experimentales de cadmio

Concentración (ppm)	Cadmio			Concentración de Cadmio (ppm)
	pH	Repetición	Tiempo (h)	
5	3	1	0	5

5	3	1	24	4.8
5	3	1	48	2
5	3	2	0	5
5	3	2	24	3.6
5	3	2	48	2
5	3	3	0	5
5	3	3	24	4.6
5	3	3	48	1
5	4	1	0	5
5	4	1	24	4
5	4	1	48	1
5	4	2	0	5
5	4	2	24	2.1
5	4	2	48	0.7
5	4	3	0	5
5	4	3	24	1
5	4	3	48	1
5	5	1	0	5
5	5	1	24	0.2
5	5	1	48	0.2
5	5	2	0	5
5	5	2	24	0.8
5	5	2	48	0.2
5	5	3	0	5
5	5	3	24	0.5
5	5	3	48	0.5
10	3	1	0	10
10	3	1	24	10
10	3	1	48	9
10	3	2	0	10
10	3	2	24	10
10	3	2	48	9
10	3	3	0	10
10	3	3	24	9
10	3	3	48	8
10	4	1	0	10
10	4	1	24	6
10	4	1	48	5
10	4	2	0	10
10	4	2	24	5
10	4	2	48	4
10	4	3	0	10
10	4	3	24	6
10	4	3	48	4
10	5	1	0	10
10	5	1	24	1
10	5	1	48	0.7
10	5	2	0	10

10	5	2	24	2
10	5	2	48	1
10	5	3	0	10
10	5	3	24	1
10	5	3	48	0.8
20	3	1	0	20
20	3	1	24	19
20	3	1	48	18
20	3	2	0	20
20	3	2	24	19
20	3	2	48	18
20	3	3	0	20
20	3	3	24	20
20	3	3	48	19
20	4	1	0	20
20	4	1	24	10
20	4	1	48	9
20	4	2	0	20
20	4	2	24	9
20	4	2	48	8
20	4	3	0	20
20	4	3	24	8
20	4	3	48	9
20	5	1	0	20
20	5	1	24	13
20	5	1	48	9
20	5	2	0	20
20	5	2	24	8
20	5	2	48	7
20	5	3	0	20
20	5	3	24	6
20	5	3	48	5

Anexo II. Resultados estadísticos complementarios

Figura 17

Anexo II-A – Shapiro-Wilk (visual)

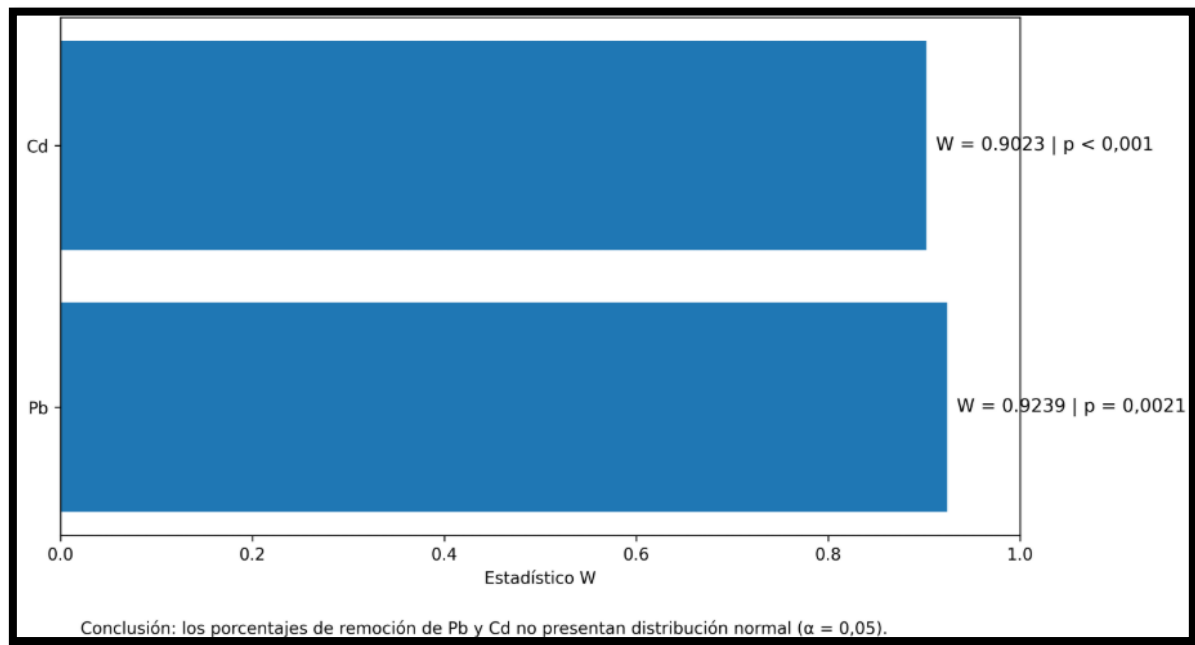


Figura 18

Anexo II-B – Spearman y Kruskal-Wallis

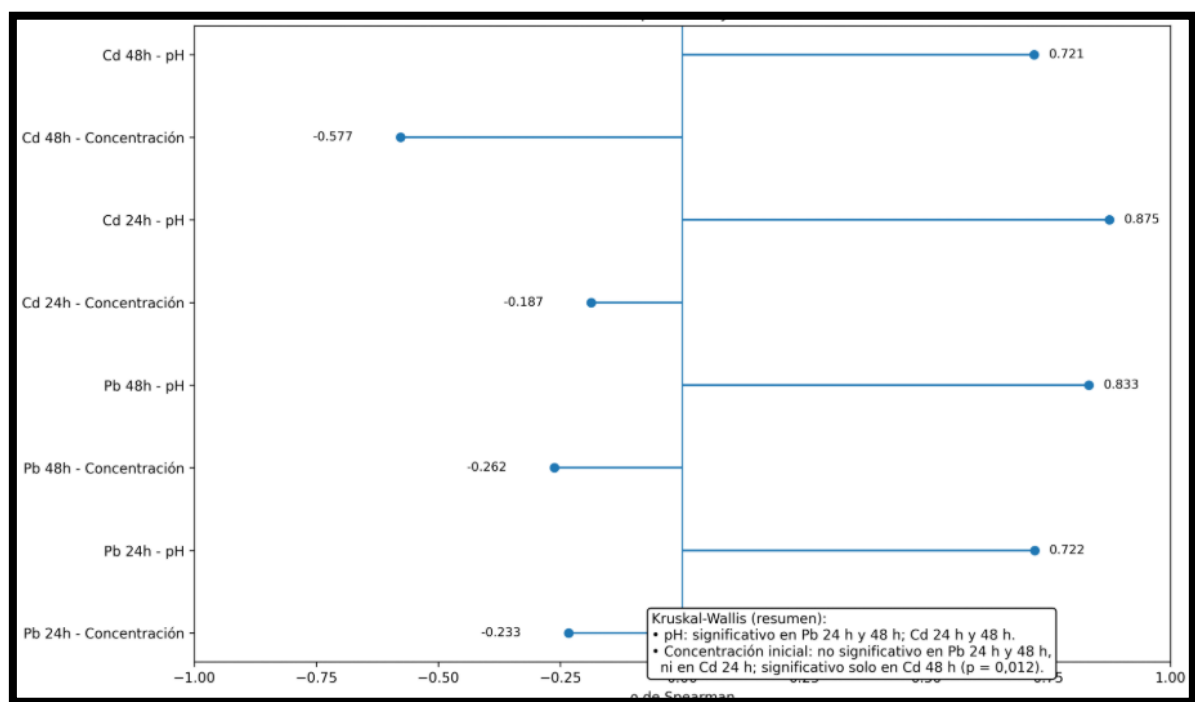


Figura 19
Anexo II-C – Friedman

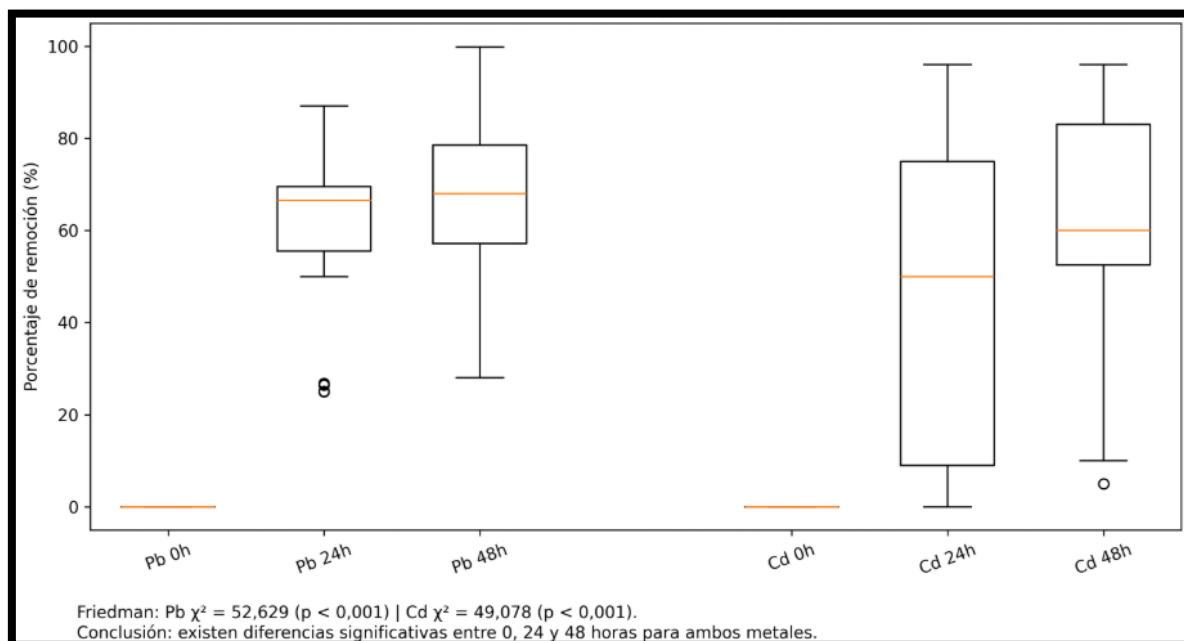
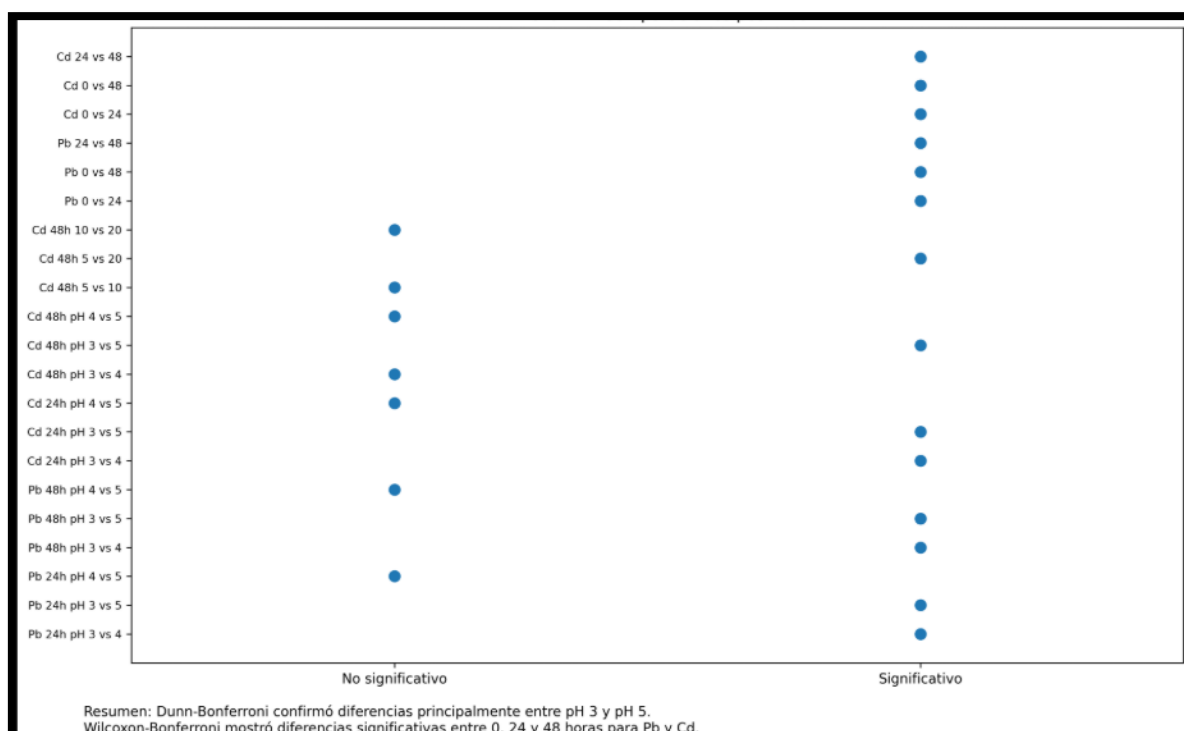


Figura 20
Anexo II-D – Post hoc



Anexo III. Gráficos estadísticos complementarios

Figura 21

Distribución de la remoción de plomo a 48 horas

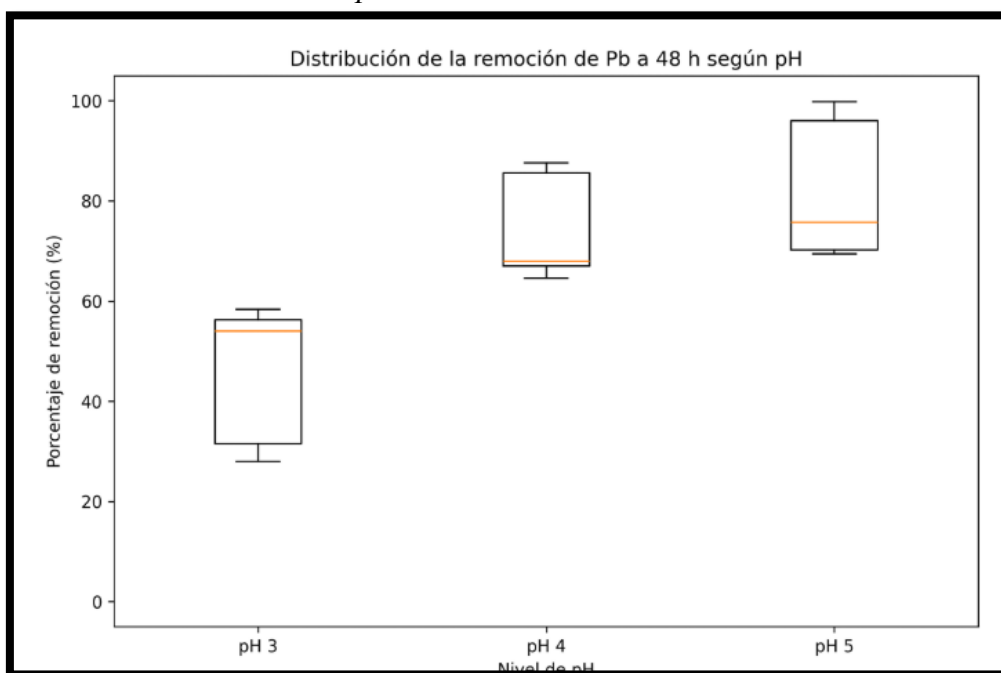


Figura 22

Distribución de la remoción de cadmio a 48 horas

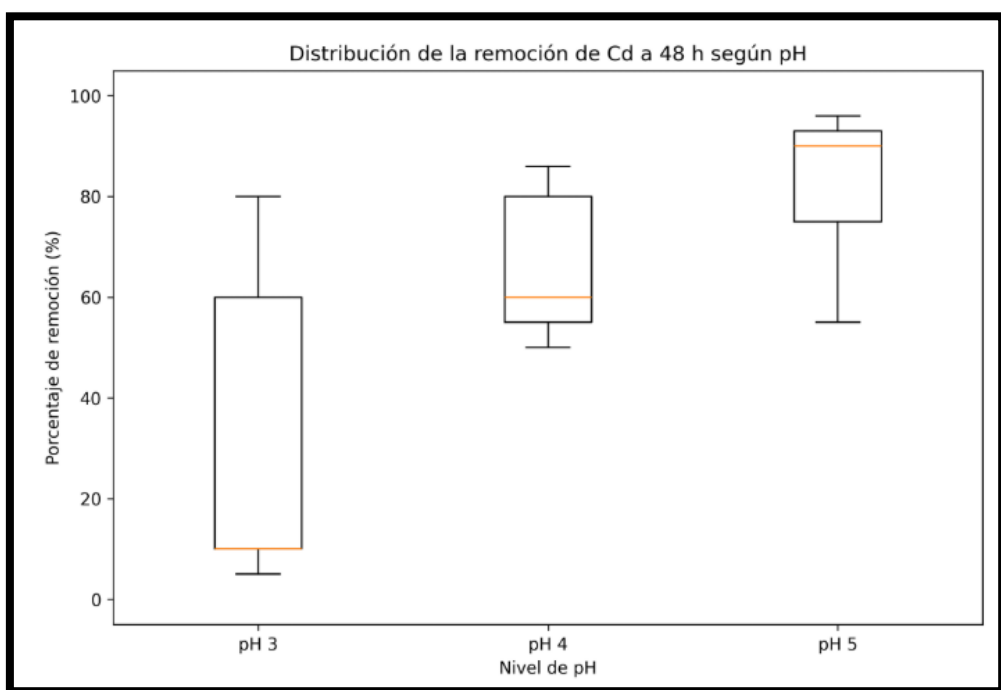


Figura 23

Distribución de la remoción de plomo según tiempo de contacto

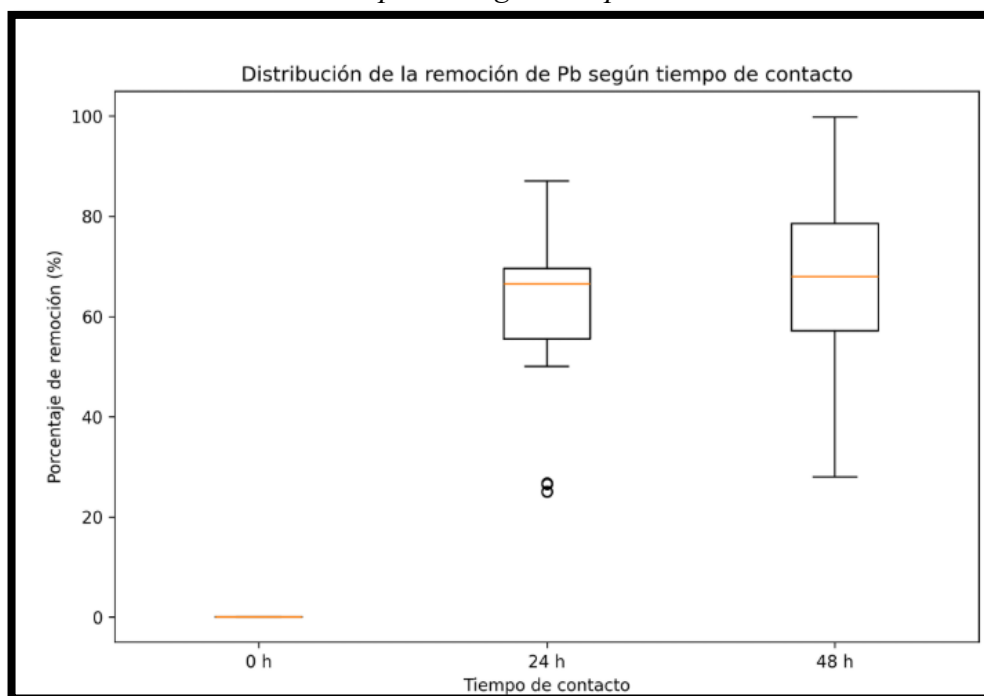
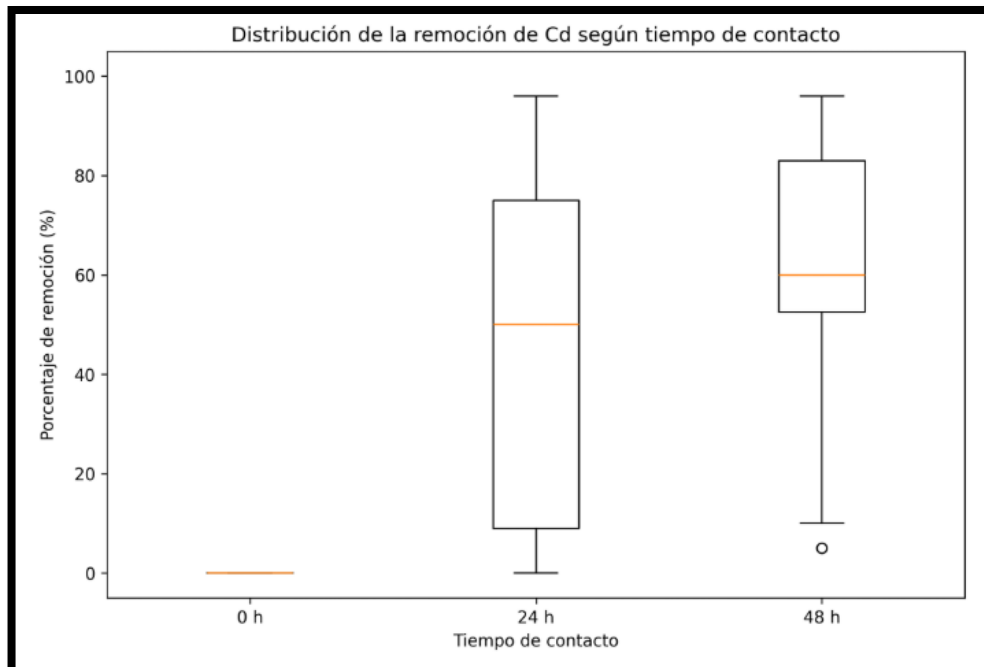


Figura 24

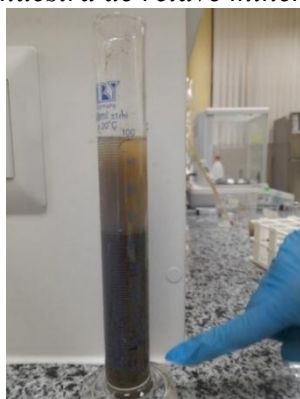
Distribución de la remoción de cadmio según tiempo de contacto



Anexo IV. Panel fotográfico

Figura 25

Sedimentación de la muestra de relave minero para la determinación de la textura.



Fuente: Elaboración propia

Figura 26

Medición directa de la temperatura de la muestra de relave minero



Fuente: Elaboración propia

Figura 27

Pesaje de la muestra de relave minero



Fuente: Elaboración propia

Figura 28

Determinación de la conductividad eléctrica del relave minero



Fuente: Elaboración propia

Figura 29

A) Pesaje de los medios de cultivo SDA y B) Pesaje de los medios de cultivo PDA



Fuente: Elaboración propia

Figura 30

A) Incubación de las placas de cultivo B) observación del crecimiento de colonias fúngicas aisladas del relave minero



Fuente: Elaboración propia

Figura 31

A) Preparación de soluciones acuosas artificiales de plomo (Pb) a 5ppm, pH 3 y B) a 20 ppm y pH 4.



Fuente: Elaboración propia

Figura 31

A) Transferencia de la biomasa de Aspergillus niger B) inoculación de la biomasa de Aspergillus niger en las soluciones acuosas artificiales para los ensayos de remoción de Pb y Cd.



Fuente: Elaboración propia



