PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, NATURALES Y AMBIENTALES

CARRERA DE BIOINGENIERÍA

Nombre del estudiante: Julissa Maybeth Huebla Huilca

Nombre del director de la disertación: Patricia Portero Barahona, PhD

Título de monografía: Evaluación del potencial de levaduras y su aplicación en la biorremediación de metales pesados en zonas impactadas por la minería artesanal e ilegal en Ecuador

Área en la que se inscribe la investigación: Biotecnología Ambiental

Quito, junio de 2026

CERTIFICACIÓN

Certifico que la Monografía en Bioingeniería, de la Srta. Julissa Maybeth Huebla Huilca ha sido concluida de conformidad con las normas establecidas; por lo tanto, puede ser presentada para la calificación correspondiente.



Patricia Portero Barahona, PhD

Directora de la Monografía

Quito, 22 de junio de 2026

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a Dios, por haber sido luz en mi camino y fortaleza en cada paso de esta travesía académica.

A mis padres, con gratitud profunda, por su apoyo firme e incondicional, por su amor constante y por cada sacrificio invisible.

A mis hermanos, en especial a mi hermano Santiago, por ser ejemplo vivo de perseverancia y valentía. Gracias por recordarme, con tu propia vida, que no importa cuán duro sea el camino, siempre se puede seguir adelante con el corazón en alto.

A mi tutora, Patricia Portero, por su guía y acompañamiento durante el desarrollo de este trabajo; de manera especial, agradezco su paciencia y disposición para orientarme a lo largo de este proceso.

A mis amigos, que fueron compañía, risa y refugio en medio de la tormenta. Gracias por creer en mí incluso cuando yo dudaba, por los mensajes a deshoras, por las palabras de ánimo y por estar presentes de tantas formas. Este logro también es un pedazo de ustedes.

Y a mi persona, a la persona que fui, que resistió momentos difíciles, a la que soy hoy, por todo lo que logró, y a la que seré mañana por todo lo que aún le falta por cumplir.

Este logro lleva un pedazo de cada persona que estuvo conmigo en el camino, de quienes hoy me cuidan desde el cielo y de quienes jamás dejaron de creer en mí.

TABLA DE CONTENIDOS

1. INTRODUCCIÓN 8

2. OBJETIVOS 12

2.1 OBJETIVO GENERAL 12

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 12

3. DESARROLLO TEÓRICO 13

3.1 CONTAMINACIÓN AMBIENTAL POR METALES PESADOS 13

3.1.2 GENERALIDADES 13

3.2 BIOREMEDIACIÓN 18

3.2.1 DEFINICIÓN 18

3.2.2 TÉCNICAS DE BIOREMEDIACIÓN IN SITU 19

3.2.3 TÉCNICAS DE BIOREMEDIACIÓN EX SITU 22

3.3 LEVADURAS EN BIORREMEDIACIÓN 24

3.3.1 CARACTERÍSTICAS DE LAS LEVADURAS 24

3.3.2 IMPORTANCIA DE LEVADURAS EN PROCESOS BIOTECNOLÓGICOS 30

3.4 MECANISMOS DE REMOCIÓN DE METALES PESADOS MEDIADOS POR LEVADURAS 32

3.4.1 BIOSORCIÓN SUPERFICIAL 32

3.4.2 BIOACUMULACIÓN INTRACELULAR 35

3.4.3 BIOTRANSFORMACIÓN 41

3.5 APLICACIONES DE BIORREMEDIACIÓN UTILIZANDO LEVADURAS 46

3.5.1 CASOS A NIVEL MUNDIAL 46

3.5.2 APLICACIONES EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS CONTAMINADAS 48

3.5.3 MINERÍA ILEGAL Y ARTESANAL EN ECUADOR 50

3.5.4 POTENCIAL Y PERSPECTIVAS PARA ECUADOR 50

4. CONCLUSIONES 53

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 55

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Estructura estratificada de la pared celular de *Saccharomyces cerevisiae*. 29

Figura 2: Mecanismos de bioacumulación intracelular de metales pesados en levaduras..... 35

Figura 3: Mecanismos de bioacumulación intracelular de metales pesados en levaduras. 41

Figura 4. Mecanismos de biotransformación de metales pesados por levaduras.... 45

Figura 5. Resumen de los mecanismos principales de remoción y detoxificación de metales pesados mediados por levaduras.…..... 46

RESUMEN

La presente revisión bibliográfica aborda una de las problemáticas ambientales más relevantes: la contaminación ambiental por metales pesados a causa de la minería ilegal y artesanal en Ecuador. Se han reportado concentraciones elevadas de arsénico (As), cadmio (Cd), cobre (Cu) y otros metales tóxicos, que superan el límite ambiental permitido, cuya exposición se asocia a problemas de salud graves como daño hepático, cáncer de pulmón y déficit cognitivo. Frente a esta problemática, emerge la alternativa de evaluar los mecanismos de las levaduras para la biorremediación de metales pesados y sus aplicaciones como una estrategia para mitigar la contaminación ambiental por metales pesados en las zonas mineras del Ecuador. Según la literatura analizada, se ha identificado que la interacción levadura-metal ocurre mediante tres importantes mecanismos: biosorción superficial, bioacumulación intracelular y biotransformación, que son mediados gracias a la pared celular de las levaduras y otros sistemas implicados en el proceso. Se evidencia que la especie más estudiada en biorremediación de metales pesados es *Saccharomyces cerevisiae*. Las levaduras conforman una herramienta biotecnológica con un alto potencial para aplicaciones ambientales de mitigación de metales pesados, destacándose por el mecanismo de biosorción superficial que ofrece ventajas operativas superiores, de bajo costo y potencial de escalabilidad industrial.

Palabras clave: *bioacumulación, biorremediación, biosorción biotransformación, levaduras, metales pesados, minería*

ABSTRACT

This bibliographic review addresses one of the most relevant environmental problems: heavy metal pollution caused by illegal and artisanal mining in Ecuador. Elevated concentrations of arsenic (As), cadmium (Cd), copper (Cu), and other toxic metals have been reported, often exceeding permitted environmental limits, and their exposure has been associated with severe health effects such as liver damage, lung cancer, and cognitive impairment. In response to this problem, the evaluation of yeast-mediated mechanisms for heavy metal bioremediation emerges as a promising strategy to mitigate heavy metal contamination in Ecuadorian mining areas. According to the literature analyzed, yeast-metal interactions occur through three major mechanisms: surface biosorption, intracellular bioaccumulation, and biotransformation, which are mediated by the yeast cell wall and other systems involved in the process. *Saccharomyces cerevisiae* is identified as the most widely studied species in heavy metal bioremediation research. Overall, yeasts represent a biotechnological tool with high potential for environmental applications in heavy metal mitigation, particularly due to surface biosorption, which offers operational advantages, low cost, and potential for industrial scalability.

Keywords: *bioaccumulation, bioremediation, biosorption, biotransformation, heavy metals, mining, yeasts*

1. INTRODUCCIÓN

Las actividades de minería se han convertido en una de las fuentes económicas más importantes a nivel del Ecuador, ya que desempeñan un papel clave en la generación de empleo y en las oportunidades de comercio exterior. Sin embargo, uno de los conflictos más significativos que enfrentan los actores sociales y los habitantes de las zonas afectadas es el uso del mercurio (Hg) como componente principal del proceso de amalgama, práctica que el 59% de los mineros artesanales realiza en sus hogares. Esta situación en particular ha generado un impacto en la salud de gran magnitud en los habitantes de las principales zonas mineras del país, específicamente en las localidades rurales de las provincias de la zona sur del país, como en Azuay y El Oro (Mestanza-Ramón et al., 2022)

Además del mercurio (Hg), los grupos de mineros artesanales también utilizan otras opciones potencialmente tóxicas para el proceso de amalgama, como, por ejemplo, el arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), plomo (Pb), estaño (Sn) y aluminio (Al). Las concentraciones altas de estos metales representan riesgos desfavorables para la salud de los pobladores, teniendo en cuenta que la combinación de múltiples sustancias tóxicas compromete aún más el bienestar de los habitantes. Además, se estima que al año se desechan 0,66 toneladas de Hg que son dispersadas a las zonas acuíferas, y a la atmósfera se emiten aproximadamente 2,54 toneladas de Hg al año. Estudios realizados en donde se evalúan las concentraciones de Hg en agua potable y en agua dulce demuestran que, en ambos casos, las muestras llegan a tener concentraciones de Hg que superan el límite máximo permisible para ser consideradas aguas aptas para el consumo humano (Mestanza-Ramón et al., 2024; Passarelli et al., 2024).

La forma más común mediante la cual el cuerpo humano se expone a los metales pesados es: por la ingesta de agua o alimentos contaminados, por inhalación de gases, y

otra, menos frecuente, es mediante el contacto con la piel. Los metales pesados pueden acumularse en órganos importantes del cuerpo humano, como el cerebro, el corazón, los riñones y el hígado, por lo cual numerosos estudios han demostrado que la carcinogenicidad de los metales pesados está directamente ligada a la inducción de estrés oxidativo, es decir, exceso de radicales libres en las células. Cuando han ingresado concentraciones altas de metales pesados al organismo por ingesta de agua contaminada, los riesgos asociados implican enfermedades como desórdenes cardiovasculares, fallo renal e infertilidad. En mujeres embarazadas, los riesgos son aún más altos, ya que altas concentraciones de metales pesados desembocan en daños neurológicos en el feto y son uno de los factores por los cuales aumenta el índice de mortalidad infantil. Los grupos más vulnerables y potencialmente expuestos a estos riesgos incluyen a mujeres en estado de gestación y niños (Fu y Xi, 2020; Rehman et al., 2018)

A raíz de la creciente preocupación de los pobladores y de las diferentes instituciones y ONG por buscar alternativas y soluciones para remediar esta problemática que afecta tanto al ambiente como a la salud humana, las tecnologías de biorremediación de remoción de metales pesados también han aumentado de manera más lenta en comparación con la expansión de la minería artesanal e ilegal. Actualmente, la remediación para la remoción de metales pesados en agua se ha basado, en gran parte, en métodos fisicoquímicos, en específico, por precipitación química mediante el uso de cal, hidróxidos o sulfuros. Estos métodos no solo implican el manejo de sustancias peligrosas, sino también la exposición a gases tóxicos y, por ende, otra forma de contaminación secundaria, que genera desechos que nuevamente son dispersados al agua. Por lo que surge la necesidad de optar por métodos que utilicen tecnologías más sustentables, amigables con el medio ambiente y que sean viables económicamente. (Sun et al., 2020)

La biorremediación se basa en un enfoque sostenible, cuyo principio es utilizar organismos vivos como plantas o microorganismos, de tal forma que, conociendo sus

sistemas biológicos, estos son capaces de degradar y neutralizar las sustancias químicas del medio ambiente, para posteriormente transformar los contaminantes en sustancias aprovechables como biomasa y metabolitos (Kuppan et al., 2024). Los microorganismos juegan un papel importante para el equilibrio biológico de los ecosistemas, por lo que su importancia en biorremediación radica en su efectividad, debido a su alta capacidad para crecer en condiciones adversas de temperatura, al igual que su adaptabilidad a cualquier tipo de sustrato, lo cual los hace adecuados para aplicarlos en biorremediación. Sin embargo, su eficacia depende de distintos factores como el tipo de sustrato, pH, temperatura, nutrientes y la concentración de contaminantes (Sharma, 2021).

Recientes estudios han demostrado que los microorganismos pueden absorber las sustancias tóxicas del ambiente, como los metales pesados, y convertirlas en sustancias de menor toxicidad. Los mecanismos conocidos por los cuales los microorganismos absorben los metales pesados del ambiente son la acumulación intracelular, la adsorción por grupos funcionales, la precipitación, la adsorción en superficie y las reacciones redox. Un claro ejemplo de una cepa de levadura con una alta capacidad de tolerancia a metales pesados es *Saccharomyces cerevisiae*, cuyo mecanismo empleado es una mayor expresión de metalotioneínas (Xiao et al., 2025).

A partir de este análisis surge el planteamiento de utilizar las levaduras, también como agentes biorremediadores, de manera mucho más eficiente y con un manejo más fácil que cualquier otro microorganismo (Sun et al., 2019). En este sentido, con esta monografía se busca responder a los cuestionamientos que surgen a raíz de la problemática principal de utilizar levaduras como mecanismo de remediación de metales pesados, específicamente, ¿qué papel juegan las levaduras como agentes biológicos para procesos de biorremediación? ¿Qué mecanismos emplean las levaduras para la biorremediación de ambientes contaminados por metales pesados? ¿En qué medida las levaduras pueden reducir las concentraciones de metales pesados en zonas de minería ilegal y artesanal? ¿Qué impactos

positivos a largo plazo se pueden generar en la salud de las personas y en el medio ambiente al utilizar levaduras para la remoción de metales pesados?

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar del potencial de levaduras en la biorremediación de metales pesados en zonas impactadas por la minería artesanal e ilegal en Ecuador

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

2.2.1 Evaluar el papel de las levaduras como agentes biológicos en procesos de biorremediación de metales pesados en ambientes contaminados.

2.2.2 Investigar los mecanismos de biorremediación de metales pesados mediados por levaduras para la mitigación de la contaminación ambiental.

2.2.3 Analizar la aplicación de procesos de biorremediación mediados por levaduras para disminuir el impacto ambiental de la minería ilegal y artesanal en el Ecuador.

3. DESARROLLO TEÓRICO

3.1 CONTAMINACIÓN AMBIENTAL POR METALES PESADOS

3.1.2 *GENERALIDADES*

Se define el medio ambiente como el espacio en el cual los humanos existen y coexisten entre sí, es decir, es un sistema de interrelaciones en el cual se pueden identificar componentes como la tierra, el agua, la vida vegetal, animal y microorganismos. La biosfera tiene una mayor relevancia debido a todos los organismos vivos que interactúan entre sí y con el entorno no vivo. Sin embargo, con el avance de la expansión industrial y tecnológica de las últimas décadas, las actividades antropogénicas también han crecido de manera proporcional, generando un desbalance y cambios indeseables en las características físicas, químicas y biológicas del suelo, el agua y el aire (Masindi y Muedi, 2018).

Actualmente, actividades industriales, humanas e inclusive residuos antropogénicos exceden los niveles establecidos por la Unión Europea y la Organización Mundial de la Salud. Al sobrepasar estos límites, se convierten en un riesgo inminente para la salud humana, los ecosistemas y la biodiversidad. No obstante, la presencia de un agente contaminante, ya sea en el suelo, el agua o el aire, no representa un riesgo directo por sí solo, sino más bien cuando este se activa y empieza a actuar sobre la atmósfera o en los seres humanos (Baroudi et al., 2020; Guerreiro et al., 2014).

Como parte de esta problemática, se han identificado los principales tipos de contaminantes, los cuales se pueden clasificar en: orgánicos, inorgánicos y biológicos. Los metales pesados pertenecen a la categoría de contaminantes ambientales inorgánicos, que son compuestos originados a partir de subproductos inorgánicos provenientes de la energía radiante, el ruido, el calor o la luz. Este tipo de contaminantes tiene un origen mineral y posee

un mecanismo de toxicidad a través de grupos sulfhidrilo y la producción de especies reactivas de oxígeno (ROS) (Borah et al., 2020; Goutam Mukherjee et al., 2022).

Los metales pesados, como contaminantes inorgánicos, se caracterizan por resistir la biodegradación y persistir por largos períodos en la ecosfera. Se acumulan rápidamente en el ambiente y gran parte de los contaminantes pertenecientes a esta categoría son altamente tolerantes al estrés inducido por la degradación química, física y biológica (Kumar et al., 2023). También tienen la particularidad de ser altamente tóxicos e incluso algunos son agentes carcinogénicos, lo que los convierte en un foco de atención (Borah et al., 2020). Se denominan metales pesados a todos los elementos inorgánicos cuya densidad es mayor a 5 g/cm^3; tienen un número atómico alto y, por ende, alto peso molecular (Alengebawy et al., 2021).

Una particularidad de los metales pesados es que cada uno posee un perfil fisicoquímico específico que determina su toxicidad, siendo el arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr), plomo (Pb) y mercurio (Hg) los metales con el perfil toxicológico más alarmante para la salud pública. De la misma manera, cuando los metales pesados se encuentran dispersos en la atmósfera, un factor crítico es el tamaño del diámetro aerodinámico de la materia particulada (PM); este es un parámetro que se determina en milímetros (mm). Si el tamaño de la materia particulada es de diámetro menor o igual a 2,5 mm ($PM_{2,5}$), representa un alto riesgo de toxicidad para la salud humana. Asimismo, a partir de este parámetro, se puede fundamentar que existe una relación directa entre el tamaño de las partículas y el nivel de toxicidad (Matei et al., 2025).

La afinidad química también es un parámetro fisicoquímico que indica el nivel de toxicidad de los metales pesados en sistemas biológicos. Los grupos sulfhidrilo (-SH) son los que definen la toxicidad de los metales pesados, debido a su alta afinidad química por estos elementos. Bajo este enfoque, existen metales que son capaces de unirse a los grupos

sulfhidrilo de las proteínas, como el mercurio metálico (Hg), un metal que tiene afinidad por aminoácidos que contienen azufre en el cuerpo, lo que provoca la inhibición de enzimas cruciales (Briffa et al., 2020).

De acuerdo con sus características químicas y toxicológicas, los metales pesados han sido clasificados en base a diferentes aspectos como su función biológica, toxicidad y comportamiento químico:

a) **Metales esenciales:** Pueden ser macronutrientes o metales necesarios en pequeñas proporciones para llevar a cabo funciones biológicas normales, pero que, si se acumulan en exceso, pueden ser tóxicos. Los metales pertenecientes a esta categoría son: cobre (Cu), zinc (Zn), níquel (Ni), cromo trivalente (Cr(III)), cobalto (Co), hierro (Fe), manganeso (Mn), molibdeno (Mo) y selenio (Se) (Briffa et al., 2020; Rashid et al., 2023).

b) **Metales no esenciales o altamente tóxicos**: Son metales que, incluso en bajas concentraciones, suelen ser tóxicos y tampoco desempeñan una función biológica específica. Destacan por su persistencia y bioacumulación por largos periodos de tiempo. Los metales más relevantes de esta categoría son: cadmio (Cd), plomo (Pb), arsénico (As), mercurio (Hg), aluminio (Al), plata (Ag) y oro (Au) (Briffa et al., 2020; Hama Aziz et al., 2023; Rashid et al., 2023)

c) **Metaloides**: Son elementos con propiedades híbridas, entre metales y no metales. Aunque no siempre se comportan como metales pesados, pueden ser igual de o hasta más tóxicos que los metales pesados convencionales. Se acumulan en diferentes sustratos y su detoxificación no suele ser sencilla. Los metaloides más comunes son: boro (B), silicio (Si), germanio (Ge), arsénico (As), antimonio (Sb) y telurio (Te) (Briffa et al., 2020; Hama Aziz et al., 2023; Rashid et al., 2023)

Por otro lado, la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC) es una agencia perteneciente a la Organización Mundial de la Salud (OMS). Es un organismo encargado de valorar a los agentes, mezclas o elementos que pueden causar cáncer en los seres humanos. La IARC ha clasificado los metales pesados en grupos según su carcinogenicidad:

a) **Grupo 1 (agentes carcinógenos en humanos):** Arsénico (As), cadmio (Cd), cromo hexavalente (Cr(VI)) y níquel (Ni).

b) **Grupo 2A (probablemente carcinogénicos):** Plomo (Pb)

c) **Grupo 2B (posiblemente carcinogénicos):** Metilmercurio (MeHg), cobalto (Co), vanadio (V), molibdeno (Mo).

d) **Grupo 3 (no clasificables):** Cobre (Cu), selenio (Se), mercurio inorgánico (Hg), cromo trivalente (Cr(III)) (Briffa et al., 2020; Matei et al., 2025)

e) **Grupo 4 (probablemente no carcinogénico**): Manganeso (Mn), plata (Ag), zinc (Zn).

En la tabla 1 se resumen los principales metales pesados reportados y estudiados en la literatura científica, junto con las principales fuentes de contaminación y los efectos que se asocian a la salud humana, derivados de su exposición. En Ecuador se reportan excedencias críticas de metales pesados como As en Zaruma-Portovelo, Hg en Ponce Enríquez y Cd en el Río Napo, estos excedentes, conllevan riesgos ambientales y sanitarios elevados. Los valores referenciales de niveles permisibles de metales pesados, se encuentran registrados en la Tabla 2.

Tabla 1

Principales fuentes de contaminación y efectos tóxicos de los principales metales pesados reportados en la literatura.

Metal	Fuentes antropogénicas	Efectos sobre la salud	Límites/concentraciones reportadas
Cd	Actividades mineras, fertilizantes fosfatados.	Nefrotoxicidad, cáncer de pulmón, de próstata y de páncreas.	Agua: 0,003 mg/L. Fertilizantes: 7,2-47 mg/kg.
Pb	Pinturas, minería, gasolina con plomo.	Neurotoxicidad en niños, hipertensión, daño renal.	Agua: 0,01 mg/L. Sangre: 40-50 µg/dL.
As	Minería, combustión de carbón, preservantes de madera.	Cáncer de piel, daño del ADN, enfermedades cardiovasculares.	Agua: 0,05 mg/L. Ingesta crónica: 0,001 mg/kg/día.
Hg	Minería, fungicidas, producción de cloro.	Daño al ADN, problemas reproductivos.	Agua: 0,002 mg/L. Ingesta semanal: 5 µg/kg.
Cr	Curtiembres, pigmentos, refinerías.	Daño hepático, renal, cáncer de pulmón.	Agua: 0,05 mg/L.
Ni	Galvanoplastia, soldadura.	Fibrosis pulmonar, enfermedades cardiovasculares.	Biosólidos: 420 mg/kg (límite máximo)
Cu	Minería, tuberías, fertilizantes.	Enfermedad de Wilson, neurodegeneración, daño hepático	Agua potable: 1,3 mg/L.
Zn	Pinturas, fertilizantes, agricultura.	Anemia, neutropenia, daño pancreático.	Biosólidos: 7500 mg/kg (límite máximo)

Nota: Información recopilada de Briffa et al. (2020); Hama Aziz et al. (2023); Matei et al. (2025); Rashid et al. (2023)

Tabla 2

Concentraciones reportadas de metales pesados en matrices ambientales de Ecuador

Zona minera	Metal	Concentración reportada		Matriz ambiental	Límite permisible (TULSMA*)	
		mg/kg	*mg/L*		*mg/kg*	*mg/L*
Zaruma-Portovelo (El Oro)	Pb	4 060	-	Relaves de cianuración	60,0	-
	As	8 800	-	Relaves de amalgamación	12,0	-
Ponce Enríquez (Azuay)	Cu	687.8	-	Sedimento fluvial	63	-
	Hg	50	-	Sedimento fluvial	0.8	-
Río Napo (Napo)	Cd	-	0.046	Agua superficial	-	0.001
	Cu	-	0.135	Agua superficial	-	0.005

Nota: *TULSMA (Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente). Información recopilada de Aguilar Pesantes et al. (2019); Chamba-Eras et al. (2022); Fornasaro et al. (2025); V. Capparelli et al. (2021)

3.2 BIOREMEDIACIÓN

3.2.1 DEFINICIÓN

El principio de la biorremediación se fundamenta en la degradación biológica de desechos orgánicos mediante condiciones controladas. El objetivo principal es degradar las sustancias tóxicas de tal manera que el mecanismo biológico que se esté utilizando posea los suficientes nutrientes para que la acción enzimática funcione de manera óptima.

Los componentes clave de la biorremediación consisten principalmente en el papel que desempeñan las enzimas en cada etapa del proceso metabólico, ya que muchas de ellas son capaces de degradar una gran variedad de sustratos dependiendo de su afinidad. Otro componente, que no suele ser comúnmente considerado, es la manipulación ambiental, que consiste en alterar ciertos parámetros ambientales para optimizar la degradación, y el último componente consiste en la utilización microbiana, mediante el uso de microorganismos como algas, bacterias, hongos y, en este caso, levaduras para eliminar los factores contaminantes del sustrato contaminado (Bala et al., 2022).

Las técnicas de biorremediación se clasifican en dos grandes categorías según el lugar de aplicación: *in situ* y *ex situ*. La selección de la técnica de biorremediación se basa en criterios como la naturaleza del contaminante, la ubicación geográfica y la eficiencia esperada.

3.2.2 TÉCNICAS DE BIOREMEDIACIÓN IN SITU

La biorremediación *in situ* se basa en el tratamiento de la contaminación en el sitio afectado, sin necesidad de transferir materia, excavar ni remover el suelo o el agua contaminados; por lo tanto, involucra una intervención poco invasiva. En contraste con las técnicas *ex situ*, la biorremediación *in situ* suele ser más económica, ya que no requiere el uso de maquinaria pesada para la remoción de suelo (Sales Da Silva et al., 2020).

Se puede clasificar la biorremediación *in situ* en dos enfoques principales:

a) **Atenuación natural**. Corresponde a biorremediación intrínseca, es decir, que depende exclusivamente del metabolismo de los microorganismos nativos y no necesita intervención humana; por lo tanto, depende de procesos tanto abióticos como bióticos.

b) **Biorremediación mejorada o proyectada**. Consiste en manipular las condiciones del entorno con el fin de acelerar el proceso biológico (Rahman y Singh, 2020).

La biorremediación *in situ* emplea estrategias especializadas en función del nivel de intervención humana del sitio afectado, las cuales tienen aplicaciones relevantes en especial para la gestión de metales pesados. La primera estrategia es la bioestimulación; se basa en modificar las condiciones ambientales del suelo de tal manera que se amplifican las

propiedades del crecimiento de los microorganismos. Esta técnica generalmente se implementa a través de pozos de inyección, los cuales funcionan como una vía para introducir nutrientes limitantes como nitrógeno (N), fósforo (P) u oxígeno (O) (Sales Da Silva et al., 2020).

En el contexto de remoción de metales pesados, mediante la bioestimulación se busca modificar el estado de oxidación del metal contaminante para transformarlo en una especie menos reactiva y reducir su movilidad, en este sentido, los autores Rahman y Singh, (2020) destacan la implementación de fuentes de carbono como un estimulante para bacterias reductoras de hierro, y que, estas a su vez son capaces de catalizar la reducción de Cromo VI, una especie tóxica y móvil, a Cromo III, una especie menos tóxica e inmóvil.

Otra estrategia de biorremediación in situ es la bioaumentación. Se fundamenta en la introducción de cepas de microorganismos modificadas genéticamente, cepas preseleccionadas o con características superiores, para gestionar un contaminante en particular (Karnwal et al., 2024). Los autores Sales Da Silva et al. (2020) señalan que esta técnica resulta indispensable en caso de que la microflora nativa del suelo no esté lo suficientemente enriquecida o no tenga las rutas metabólicas suficientes para enfrentar los niveles de toxicidad del sitio. Sin embargo, Azubuike et al. (2016) se enfocan en resaltar que el éxito de la bioaumentación depende de la capacidad de la microflora introducida para competir con la población nativa y sobrevivir al estrés inducido por el entorno. Para la gestión ambiental de metales como el plomo (Pb) o el cadmio (Cd), existen consorcios bacterianos especializados capaces de inmovilizar los iones metálicos de la superficie celular a través de un proceso conocido como biosorción.

La fitorremediación, como una estrategia de biorremediación *in situ,* utiliza la energía solar como un intermediario para extraer, estabilizar o volatilizar contaminantes del suelo y del agua mediante las plantas y la microbiota que está asociada a este grupo (Tufail et al., 2022). Este tipo de biorremediación *in situ* es ideal para tratar áreas extensas con contaminación superficial. En el caso de los metales pesados, las plantas emplean este mecanismo de fitoextracción, mediante el cual absorben el metal por medio de la raíz y lo traslocan a tejidos cosechables (Karnwal et al., 2024; Sales Da Silva et al., 2020).

Aunque el uso de plantas hiperacumuladoras emplea mecanismos complejos para la remoción de metales pesados, los autores Karnwal et al., (2024) reconocen que su crecimiento suele ser lento, por lo tanto, una alternativa y más avanzada, es la fitorremediación asistida por microorganismos que promueven el crecimiento vegetal, los cuales, son capaces de generar sideróforos, que son hormonas que reducen el estrés inducido por el metal en las plantas, y, de esta forma, el metal está más biodiponible para su captura.

Por último, se reportan también el bioventeo (bioventing) y la bioaspersión (biosparging), como estrategias de biorremediación *in situ* que emplean inyección de aire que genera un suministro de oxígeno parejo en las diferentes zonas del subsuelo. Mediante el bioventeo, el objetivo es suministrar aire a una presión baja hacia la zona del suelo no saturado, para que, de esta forma, se propicien las condiciones para la degradación aeróbica. En contraste, la bioaspersión busca tratar el agua subterránea contaminada a través de una inyección de aire por debajo del nivel freático del suelo (Azubuike et al., 2016).

Para la gestión ambiental de metales pesados en los subsuelos, esta técnica resulta de gran relevancia, en especial cuando están presentes ciertas formas de compuestos organometálicos volátiles , como por ejemplo el mercurio (Hg) o arsénico (As), las cuales

pueden ser movilizadas a través de sistemas de tratamiento de gases (Rahman y Singh, 2020).

3.2.3 TÉCNICAS DE BIOREMEDIACIÓN EX SITU

La biorremediación *ex situ*, en contraste con la biorremediación in situ, se fundamenta en la remoción física del sitio contaminado, ya sea este suelo, agua o sedimentos, con el fin de realizar el tratamiento correspondiente en instalaciones confinadas o en un sitio externo (Rahman y Singh, 2020; Sales Da Silva et al., 2020). La principal limitación que presenta esta técnica se refleja en los costos operativos de la maquinaria utilizada para la recolección de los sustratos, infraestructura y el transporte, sin embargo, esta modalidad facilita una manipulación controlada de variables críticas en el proceso de biorremediación, como el pH, la temperatura, y la concentración de nutrientes, por lo tanto, bajo esta técnica se obtiene una alta tasa de descontaminación biológica (Azubuike et al., 2016).

La gestión de contaminantes bajo biorremediación *ex situ* emplea técnicas especializadas para el tratamiento de metales pesados, las cuales se detallan a continuación.

La primera técnica de biorremediación *ex situ* se basa en el uso de biorreactores, que son sistemas manufacturados como recipientes cerrados dentro de los cuales se alberga un sistema de control biológico activo en todo momento que facilita y optimiza la cinética de biorremediación. Estos sistemas son especialmente eficientes para el tratamiento de aguas residuales industriales; sin embargo, para el tratamiento de metales pesados, se ha demostrado que en sistemas de lecho fijo se alcanza hasta el 90% de eficiencia en la eliminación de arsénico (As) utilizando bacterias reductoras de sulfato (Rahman y Singh, 2020).

Para la reducción de cromo hexavalente [Cr(VI)], el sistema de biorreactores permite su reducción a cromo trivalente [Cr(III)], que luego se precipita de forma menos invasiva y por ende menos tóxica (Azubuike et al., 2016).

El uso de biorreactores como una técnica de biorremediación *ex situ*, presenta ventajas operativas al minimizar las pérdidas abióticas y permitir el uso de microorganismos modificados genéticamente diseñados para desempeñar tareas específicas como la sobreexpresión de metilotioneínas que capturan plomo (Pb) o cadmio (Cd), en este contexto, a través de los biorreactores, se puede tener un control preciso del pH y el potencial redox, condiciones que, en condiciones in situ varían por la geología y el clima (Rahman y Singh, 2020; Sales Da Silva et al., 2020).

Por otra parte, la biorremediación *ex situ* a través del método de biopilas consiste en el apilamiento en montículos de suelo excavados, colocados de tal manera que propician la estimulación de la actividad microbiana autóctona. La eficiencia de este método se garantiza a través de la infraestructura adecuada, la cual, estrictamente, debe tener componentes esenciales como un sistema de aireación con tuberías al interior de la pila, que deben suministrar el aire necesario para mantener las condiciones anaerobias óptimas (Azubuike et al., 2016). También requiere de un sistema de irrigación con una humedad recomendada entre el 15% y el 30%, además de un suministro constante de nitrógeno y fósforo (Karnwal et al., 2024). Por último, otros componentes esenciales para el sistema de biopilas es un sistema de drenaje especializado en la recolección de lixiviados que puedan generar contaminación secundaria (Kapahi y Sachdeva, 2019)

En el ámbito de la biorremediación de metales pesados, el método de biopilas está orientado hacia la inmovilización y reducción de la biodisponibilidad, es decir, dentro de la misma pila se pueden inocular consorcios microbianos específicos para desempeñar la función de precipitación de metales en formas insolubles (Azubuike et al., 2016)

Siguiendo esta misma línea de técnicas de biorremediación *ex situ,* el compostaje es una técnica que se fundamenta en proporcionar condiciones aeróbicas, fomentando la acción de los microorganismos gracias a la degradación de los contaminantes (Rahman y Singh, 2020). Específicamente para el tratamiento de suelos contaminados, esta técnica emplea una mezcla de suelo excavado con materia orgánica, que puede ser estiércol o madera; gracias a este sustrato, se potencia la actividad agrícola y, por ende, la cinética de remediación (Karnwal et al., 2024).

A diferencia de otras técnicas de biorremediación *ex situ*, el compostaje busca la inmovilización técnica de los contaminantes, en este caso, de los metales pesados proliferados en el suelo. La fase que define el éxito de esta técnica es la interacción de los contaminantes con la materia orgánica cuando esta se encuentra en descomposición, ya que los óxidos de hierro generados interactúan directamente con los iones metálicos mediante adsorción y quelación (Sales Da Silva et al., 2020).

3.3 LEVADURAS EN BIORREMEDIACIÓN

3.3.1 CARACTERÍSTICAS DE LAS LEVADURAS

Las levaduras son microorganismos eucariotas, predominantemente unicelulares, pertenecientes al reino Fungi (Al-Najar et al., 2021). Su reproducción se lleva a cabo de forma asexual a través de gemación (budding) o fisión; esta característica las distingue de los hongos filamentosos y de los macromicetos (setas) (Kurtzman, 1994; Kurtzman et al., 2011).

Actualmente se reconoce un aproximado de 1.500 especies de levaduras descritas, lo cual se estima que representa solo el 1% del total de diversidad existente a nivel mundial (Mohd Azhar et al., 2017). Al no ser un grupo único, las levaduras se pueden clasificar dentro

de dos divisiones del reino Fungi, que se basan en el tipo de reproducción y sus características:

a) **Ascomycota (Ascomicetos).** Se incluyen géneros como *Saccharomyces* y *Candida*, subfilo Saccharomycotina, que son levaduras de gemación, y Taphrinomycotina, que incluye levaduras de fisión como *Schizosaccharomyces* (Kurtzman, 1994).

b) **Basidiomycota (Basidiomicetos).** Se incluyen géneros como *Rhodotorula* y *Filobasidiella* (Türker, 2014) y taxones en Ustilaginomycotina, Pucciniomycotina y Agaromycotina (Boekhout et al., 2021).

Las levaduras se caracterizan por poseer una alta diversidad estructural. Morfológicamente las células de levadura suelen ser ovoide, cilíndrica o circular y su longitud va desde 2-3 μm hasta los 20-50 μm, dimensiones que varían según la especie y las condiciones de crecimiento (Kurtzman, 1994).

El desarrollo de las levaduras está limitado por parámetros ambientales específicos, como la temperatura; las levaduras son capaces de crecer en un rango óptimo de entre 20 y 30 °C; sin embargo, existen especies cuya temperatura de crecimiento es de 42 a 45 °C; a estas se las denomina termotolerantes, como es el caso de la levadura *Kluyveromyces marxianus.* Asimismo, hay especies psicrófilas que son comunes en ambientes como la Antártida; por lo tanto, su temperatura óptima de crecimiento es de 15 °C o incluso menos (Türker, 2014).

Se ha demostrado que las levaduras presentan una alta ventaja competitiva con respecto a otros microorganismos, especialmente en procesos industriales, debido a su alta tolerancia a la acidez, ya que son afines a crecer en ambientes ácidos en donde el pH oscila

entre 4.0 y 6.0 (Mohd Azhar et al., 2017). Esta resistencia a la acidez es un aspecto clave, especialmente para aplicaciones en el tratamiento de aguas residuales, donde las levaduras actúan como agentes biológicos capaces de desarrollarse en los sitios de contaminación, lo que implica que su resistencia a un pH ácido debe ser alta (Türker, 2014).

La versatilidad y la adaptabilidad de las levaduras dependen de su nutrición; este es un factor clave que permite su desarrollo, ya sea en sustratos con limitados nutrientes o en medios industriales ricos en azúcares. En este contexto, los nutrientes más importantes para las levaduras son los carbohidratos, ya que sirven tanto como fuente de carbono como de energía (Türker, 2014).

En cuanto a sus requerimientos, las levaduras necesitan una fuente de nitrógeno, siendo capaces de asimilar nitrógeno proveniente de sales de amonio, nitritos, urea, aminoácidos y aminas; esta característica resulta particularmente llamativa para biorremediación, ya que, al mismo tiempo que utiliza estos compuestos como fuentes de nitrógeno, también elimina estos contaminantes del medio ambiente (Türker, 2014).

Cuando existen nutrientes que están bloqueados por proteínas, las levaduras son capaces de adaptarse a estas condiciones críticas. Las especies que desarrollan esta adaptación (oligótrofas) crecen aun cuando la concentración de nutrientes es baja; a esta estrategia se la conoce como oligotrofia (Yurkov, 2018).

Cabe mencionar que las levaduras presentan otras adaptaciones frente a la escasez de nutrientes: estas son la formación de unas estructuras biológicas tipo cápsulas, que permiten a ciertas levaduras, especialmente las basidiomicetas, prosperar en entornos con condiciones adversas. Estas estructuras se denominan cápsulas de polisacáridos extracelulares y se desempeñan como una carcasa que permite la conservación de las levaduras frente a la escasez de agua. Se ha reportado que las levaduras pertenecientes a

los géneros *Naganishia* y *Solicoccozyma*, tras la formación de estas cápsulas y posterior a un periodo de 9 meses en desecación prolongada, conservan sus características y su viabilidad (Yurkov, 2018).

Las levaduras poseen características superiores frente a otros microorganismos, especialmente gracias a su metabolismo, el cual es un proceso versátil y complejo. Según su estrategia energética, las levaduras se dividen en:

a) **Levaduras fermentativas.** Son clave en procesos dentro de la industria de las bebidas alcohólicas. Tienen la capacidad de catabolizar hexosas (azúcares de seis carbonos) y transformarlas posteriormente en etanol y dióxido de carbono (CO_2). El principal referente en levaduras fermentativas es *Saccharomyces cerevisiae* (Mohd Azhar et al., 2017; Qadir, s. f.).

b) **Levaduras oxidativas.** Las levaduras pertenecientes a esta división no tienen capacidad fermentativa, pero sí una fuerte dinámica de oxidación. En el contexto de biorremediación de contaminantes, las levaduras oxidativas tienen la facultad de metabolizar macromoléculas y compuestos orgánicos complejos. Las principales especies de levaduras oxidativas pertenecen a los géneros *Candida* y *Ogataea* (Qadir, s. f.).

Un componente importante en el metabolismo es la presencia de oxígeno. En este sentido, el efecto Crabtree se fundamenta en cómo se lleva a cabo la acumulación de etanol cuando existe oxígeno en el medio y, a su vez, la concentración de glucosa es alta. Según este efecto, las levaduras se distinguen en dos grupos:

a) **Levaduras Crabtree-positivas.** La prioridad de este tipo de levaduras es llevar a cabo la fermentación y la producción de alcohol, siempre y cuando exista

abundante sustrato. Esta característica resulta atractiva para la producción de bioetanol. Una de las especies de levaduras Crabtree-positivas es *Saccharomyces cerevisiae* (Mohd Azhar et al., 2017).

b) **Levaduras Crabtree-negativas.** A diferencia de las levaduras Crabtree-positivas, este tipo de levaduras busca generar energía para su crecimiento a través de la respiración; quiere decir que, en presencia de oxígeno, los azúcares se someten a catabolismo oxidativo, generando CO_2 como producto final. Al ser capaces de procesar una gran variedad de compuestos orgánicos, se considera a este tipo de levaduras esenciales en biorremediación, para el tratamiento de aguas residuales y para el procesamiento de petróleo. La especie representativa de levaduras Crabtree-negativas es *Candida albicans* (Mohd Azhar et al., 2017; Qadir, s. f.).

Una de las características más relevantes de las levaduras es su pared celular, ya que representa aproximadamente el 30% del peso seco total de la célula. A través de esta estructura se produce la interacción de la célula con su entorno (Shao et al., 2025).

Químicamente, las levaduras están compuestas aproximadamente un 80% de polisacáridos (como se observa de en la Figura 1), dentro de los cuales, los componentes más importantes son:

a) **β-glucanos.** Representan el 60% de la pared celular y, por lo tanto, constituyen la estructura que proporciona soporte a la célula (Shao et al., 2025).

b) **Manoproteínas.** Estructuralmente, se constituyen a base de mananos que se unen a proteínas mediante dos tipos de enlaces que pueden ser cadenas externas unidas por nitrógeno (N) o cadenas cortas unidas por oxígeno (O). Forman la capa

externa de la pared celular de las levaduras y poseen un espesor de aproximadamente 30 a 40 nm (Shao et al., 2025).

c) **Quitina.** En las levaduras, la quitina representa el 2% del peso seco de la pared celular, aunque su estructura es altamente ramificada, la quitina es el polímero más importante dentro de las funciones de remoción de metales pesados, debido a que posee grupos amina que son capaces de enlazarse con los iones metálicos de los contaminantes, y por ejemplo, en el caso de ciertas especies de levaduras como *Pichia hampshirensis*, existe una alta especificidad en la remoción de cadmio Cd^{2+}, por los sitios de unión que se generan entre el metal y la quitina presente en la superficie, lo cual permite una remoción de hasta 20 mM por gramo

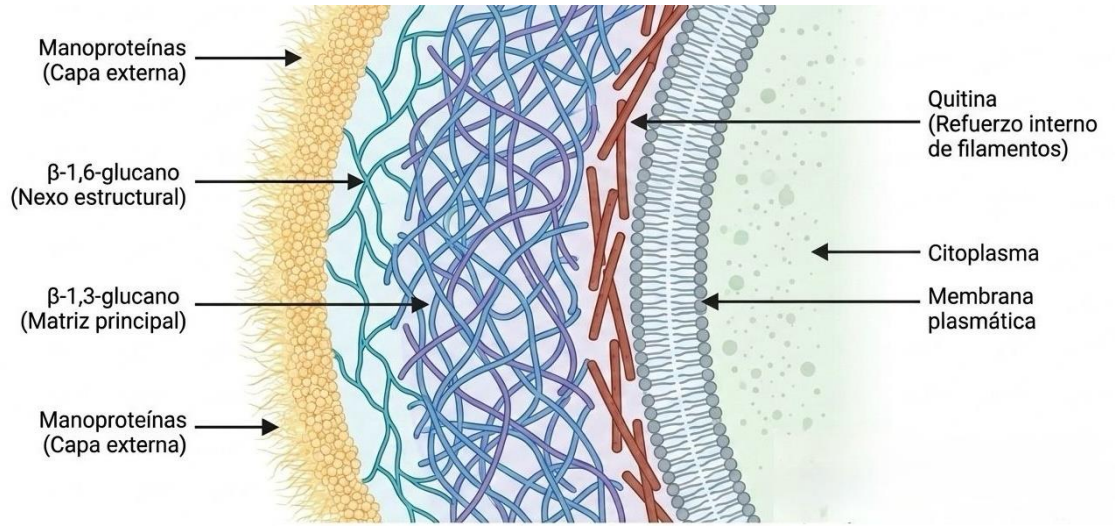


Figura 1**:** *Estructura estratificada de la pared celular de Saccharomyces cerevisiae.* Se destaca la organización de manoproteínas, β-1,6-glucano, β-1,3-glucano, quitina y membrana plasmática. *Nota:* Elaboración propia con apoyo de inteligencia artificial y edición manual posterior.

Las levaduras tienen una tasa de generación rápida, por lo cual su crecimiento se da en fases de crecimiento exponencial y puede observarse después de un periodo de 24 horas (Nicula et al., 2023). No obstante, la cinética de su crecimiento depende totalmente de la composición nutricional del medio; por ejemplo, en medios como el YPG (extracto de levadura, peptona, glucosa), el crecimiento de las levaduras es evidente a las 10 horas, con

fases estacionarias bien definidas. Sin embargo, si el medio carece de las condiciones y los nutrientes esenciales, la fase de crecimiento exponencial es más lenta; por lo tanto, la fase de latencia (*lag*) tiene una duración de 1 a 2 horas. Este caso es evidente cuando se utilizan químicamente aguas residuales sintéticas, las cuales se preparan de manera controlada con concentraciones específicas de nutrientes y compuestos inorgánicos, que se emplean para evaluar con precisión la eficiencia de remoción de los metales pesados por parte de los microorganismos (Nicula et al., 2023).

También existen varias características biológicas que confieren a las levaduras ventajas superiores, en especial con respecto a su morfología, ya que muchas especies son capaces de formar hifas y pseudohifas, lo que les permite sedimentarse y deshidratarse de forma natural. Otra característica importante de las levaduras es que requieren hasta un 60% menos de oxígeno que en otros procesos bacterianos, es decir, que pueden crecer bajo condiciones semianaeróbicas (Nicula et al., 2023; Shao et al., 2025).

3.3.2 IMPORTANCIA DE LEVADURAS EN PROCESOS BIOTECNOLÓGICOS

En distintas industrias, las levaduras se han posicionado como un referente debido a su evolución de la industria alimentaria a convertirse en sofisticadas plataformas celulares capaces de producir ácidos orgánicos, terpenoides e incluso biocombustibles (Yook y Alper, 2025).

Desde este enfoque, el principal objetivo de las levaduras como plataformas o “factorías” celulares, es transformar el proceso de biorremediación de un gasto operativo a un proceso biotecnológico eficiente y potencialmente rentable, en este sentido, no solo se busca que las levaduras sean productoras de compuestos, sino que sirvan como un chasis capaz de albergar rutas metabólicas optimizadas para el proceso de descontaminación, por ejemplo, mediante ingeniería metabólica se ha logrado expresar el gen de metalotioneína

PtMT2b en *Saccharomyces cerevisiae* para aumentar la captura celular del cadmio y reducir su toxicidad (Tullio, 2022).

Existen levaduras conocidas como metalófilas (o metalotolerantes), es decir, aquellas capaces de tolerar altas concentraciones de metales pesados (entre 0,1 y 200 mM) como mercurio (Hg), cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr), plomo (Pb), níquel (Ni), zinc (Zn) y cobre (Cu) (Segal-Kischinevzky et al., 2022).

En biotecnología ambiental, las levaduras destacan por su capacidad de habitar en ambientes con condiciones adversas, actuando como descomponedoras capaces de degradar hidrocarburos y otros efluentes aceitosos, como es el caso de especies como *Yarrowia lipolytica* (Tullio, 2022).

De igual manera, la morfología unicelular de las levaduras favorece la formación efectiva de biofilms, matrices que sirven como trampas que facilitan la absorción de iones metálicos de los contaminantes de los distintos sustratos (Freimoser et al., 2019).

Por último, es importante destacar que todas estas particularidades de las levaduras las convierten en referentes en otros sectores, como en la industria farmacéutica, en la cual, gracias a estos microorganismos, se producen aproximadamente el 20% de los biofármacos a nivel mundial, en donde se incluyen las vacunas y la insulina. Asimismo, debido al umbral que poseen para fermentar azúcares complejos y xilosa, las levaduras son los precursores principales en la producción de bioetanol y biocombustibles avanzados como el butanol y el isobutanol (Tullio, 2022).

3.4 MECANISMOS DE REMOCIÓN DE METALES PESADOS MEDIADOS POR LEVADURAS

3.4.1 BIOSORCIÓN SUPERFICIAL

Se define la biosorción como la interacción físico-química mediante la cual los materiales biológicos (incluyendo biomasa inactiva) son capaces de eliminar metales pesados o metaloides de soluciones acuosas (Wang y Chen, 2009). La biomasa desempeña un papel importante como una especie de resina de intercambio iónico, lo cual permite que la remoción de metales pesados en soluciones muy diluidas sea eficiente (Wang y Chen, 2006). En el caso de las levaduras, la biosorción superficial se caracteriza por ser un fenómeno pasivo e independiente del metabolismo celular; ocurre de manera rápida y se basa en las fuerzas de atracción generadas entre el metal y la superficie de la célula (Abbas et al., 2014). En la levadura *Saccharomyces cerevisiae*, la biosorción tiende a alcanzar el equilibrio en periodos cortos de tiempo (por lo general entre 3 y 60 minutos) (Wang y Chen, 2006). En la Figura 2 se evidencian de manera gráfica las etapas involucradas en el proceso de biosorción superficial.

La primera etapa del proceso de biosorción consiste en el transporte de masa, es decir, el traslado físico de los iones metálicos desde el centro de la solución acuosa hacia la película líquida estacionaria, que es la capa que bordea las células de levaduras. En este punto, el movimiento es impulsado por el gradiente de concentración entre la solución acuosa y el biosorbente (Abbas et al., 2014).

Cuando el metal penetra la capa líquida que bordea la célula de la levadura, esta debe atravesar los sitios activos de la pared celular, que, en esencia, es una interfase sólido-líquido. Esta etapa suele ser corta, debido a que el contacto entre la levadura y el metal sucede inmediatamente en los primeros minutos de interacción (Abbas et al., 2014; Farhan y Khadom, 2015). A esta etapa del proceso de biosorción se conoce como difusión externa

Finalmente, ocurre la biosorción pasiva, etapa en la cual ocurre la interacción química entre el metal y la levadura. Al ser este un fenómeno independiente del metabolismo celular, lo que sucede es una combinación de reacciones químicas a nivel superficial. Los mecanismos fisicoquímicos involucrados empiezan por el intercambio iónico, a través del cual se sustituyen los protones (H^+) o cationes ($Ca^{2+,}$ Mg^{2+}) por metales pesados. A continuación, los metales se conjugan con grupos funcionales específicos (carboxilos, fosfatos, hidroxilos y aminos), los cuales se encuentran en las manoproteínas de la pared celular de la levadura. Posteriormente, se produce una atracción electrostática debido a la naturaleza de carga negativa de la superficie celular de la levadura, y con esto se genera una microprecipitación de depósitos insolubles del metal que contornea a la célula (Wang y Chen, 2006).

La eficiencia de este mecanismo radica en las condiciones operativas críticas, como el pH, el cual es un factor determinante para la mayoría de cationes (Pb, Cu,Cd, Zn). Para que el rendimiento sea óptimo, el pH debe situarse entre 5.0 y 6.0 (Farhan y Khadom, 2015).

Durante el proceso, se genera una reacción exotérmica, es decir, que al disminuir la temperatura, la capacidad de biosorción aumenta; se considera un rango de temperatura aceptable de 20-35 °C (Abbas et al., 2014).

Es importante tener en cuenta que la concentración del metal también influye directamente en la eficiencia de este mecanismo. Si la concentración inicial del metal es mayor, la cantidad de metal consumido por unidad de biomasa también aumenta (Farhan y Khadom, 2015).

Con respecto a la capacidad de biosorción superficial de las especies de levaduras, los autores reportan la cantidad de metales como capacidad máxima de biosorción o q_{max}, valor que difiere en cada caso dependiendo de la especie de levadura, el tipo de metal, el pH y si la biomasa se ha sometido a algún tipo de pretratamiento previo al análisis (Farhan y Khadom, 2015; Wang y Chen, 2006, 2009). Las especies de levaduras que reportaron una

alta capacidad de biosorción y mayor afinidad a los metales pesados fueron: *Saccharomyces* cerevisiae, una de las especies más importantes dentro del estudio, mostró una mayor remoción de plomo (Pb) con un q_{max} de 79.2 mg/g en células libres, hasta 270.3 mg/g en levaduras con pretratamiento de secado a 100 °C (Wang y Chen, 2006, 2009).

En la biosorción de cadmio (Cd) se registraron valores de 9.91 mg/g a 86.3 mg/g en levadura *S. cerevisiae* protonada desactivada. Asimismo, se ha determinado que para el caso del níquel (Ni) y el cobre (Cu) las capacidades son menores, siendo así que el níquel registra un q_{max} *de* 11,4 mg/g en levadura protonada, mientras que el cobre reporta hasta 2,4 mg/g en biomasa pretratada con glutaraldehído (Wang y Chen, 2006, 2009).

Paralelamente, y con resultados igual de relevantes, Saccharomyces cerevisiae var. Boulardii se utilizó para la detoxificación en matrices alimentarias, específicamente en lácteos y granos. Para la remoción de aflatoxina M1 en leche, se alcanzó una eficiencia de remoción por biosorción del 96,88%. Asimismo, para la remoción de aflatoxina B1, se utilizaron maníes como matriz y la remoción del contaminante fue de 65,8% (Pereira et al., 2025).

Los autores coinciden en que el mecanismo de biosorción es un mecanismo altamente eficiente para descontaminar grandes volúmenes de agua con una eficiencia superior debido a su cinética inmediata tanto para alcanzar el equilibrio como para penetrar la pared celular de las levaduras (Soares y Soares, 2012; Wang y Chen, 2006, 2009). En este sentido, se puede evaluar el mecanismo de biosorción superficial como una alternativa económica y ecológica de biorremediación y descontaminación de metales pesados.

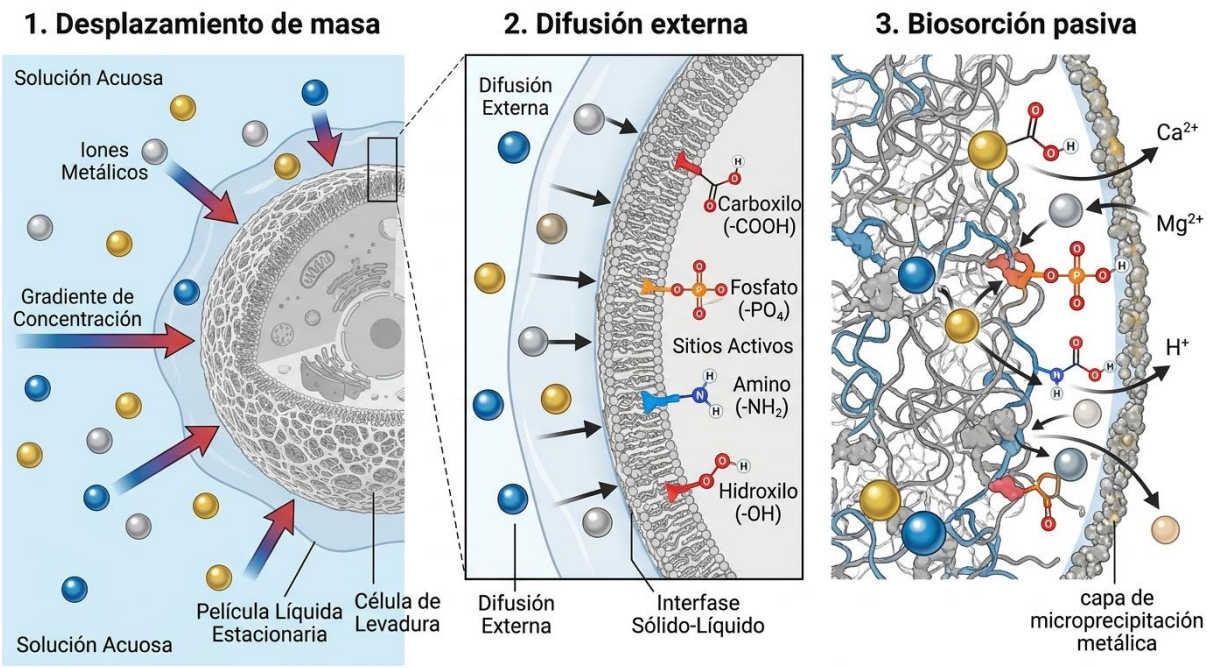


Figura 2: *Mecanismos de biosorción superficial de metales pesados en levaduras.* La figura muestra el desplazamiento de los iones metálicos desde la interfaz de solución acuosa hacia la superficie celular; posteriormente, se inicia la difusión externa a través de la película líquida estacionaria, cuya retención se da por adsorción superficial, intercambio iónico y complejación con los grupos funcionales presentes, ya sean estos carboxilo, hidroxilo, amino o fosfato. *Nota.* Elaboración propia asistida por inteligencia artificial y edición manual posterior.

3.4.2 BIOACUMULACIÓN INTRACELULAR

La bioacumulación se define como un proceso activo mediado por metabolismo y se basa en la acumulación intracelular de iones metálicos. Este proceso se caracteriza por ser irreversible y directamente dependiente de la actividad metabólica de la célula. A diferencia de los procesos pasivos, este mecanismo permite acumular concentraciones más bajas de metales pesados en el medio ambiente, ya que los sitios de unión de las células se encuentran tanto en la superficie como en el interior de las células (Chojnacka, 2010; Kanamarlapudi et al., 2018).

La bioacumulación intracelular ocurre en etapas importantes, las cuales se detallan a continuación. El proceso comienza con una fase inmediata similar a la biosorción (Figura 3, etapa 1). En esta etapa de adsorción superficial, se lleva a cabo la interacción entre los iones

metálicos y los grupos funcionales de la pared celular; por ejemplo, en el caso de los iones Cu(II), se intercambian con iones Ca(II) y Mg(II) a través de la pared celular. (Chojnacka, 2010; García-García et al., 2016).

Posteriormente se lleva a cabo el transporte a través de la membrana plasmática (Figura 3, etapa 2). Esta etapa es la puerta de entrada del metal al citosol. Al ser un proceso más lento, implica un consumo más alto de ATP; por lo tanto, requiere de sistemas de transporte activo, que son mecanismos que permiten la encapsulación de los metales pesados desde el exterior hacia el citoplasma y además consumen energía (ATP) (Chojnacka, 2010).

En la membrana plasmática, los sistemas de transporte activo están adaptados para permitir el flujo de nutrientes esenciales. Sin embargo, los metales pesados tóxicos son capaces de usar una estrategia de mimetismo iónico, que les permite atravesar estos canales gracias a que los transportadores celulares no suelen distinguir entre metales esenciales y metales tóxicos; de esta forma , logran ingresar a la célula (Chojnacka, 2010; Dey et al., 2024).

Cuando el metal logra entrar al medio intracelular, inmediatamente este debe ser inactivado para evitar daño celular, lo cual desencadena una serie de señales y adaptaciones moleculares con el fin de evitar su toxicidad (Dey et al., 2024; García-García et al., 2016).

De igual manera, se ha reportado que existen transportadores específicos, como los transportadores de sulfato de membrana plasmática, que, en esencia, se basan en la activación de vías de asimilación de azufre**.** Esta vía se activa en presencia de metales como el cadmio (Cd^{2+}) , por ende, aumenta la transcripción de genes asociados a la síntesis de cisteína y glutatión (GSH) (García-García et al., 2016).

En esta etapa, también intervienen proteínas de transferencia de glicolípidos (GLTPs), que son proteínas pequeñas y solubles, que juegan un papel importante como biosurfactantes, lo cual, facilita la unión de los iones metálicos con glicolípidos, estos a su vez, forma complejos que aumentan la biodisponibilidad y solubilidad de los metales

La tercera etapa del mecanismo de bioacumulación es la quelación intracelular (Figura 3, etapa 3). Una vez que el metal haya ingresado, este debe ser secuestrado para inhibir su toxicidad. En esta fase se presentan tres mecanismos importantes de quelación. El primer mecanismo es el sistema de glutatión (GSH) y fitoquelatinas (PCs). Empieza con la biosíntesis mejorada que activa la transcripción de genes para ATP sulfurilasa, adenosina 5'-fosfosulfato reductasa (APSR) y γ-glutamilcisteína sintetasa (γ-ECS); esta, en particular, es esencial para la síntesis de GSH (García-García et al., 2016). Posteriormente, sucede la activación de la enzima fitoquelatina sintasa (PCS), activada en presencia del metal pesado. A partir del glutatión generado previamente, se produce una síntesis de péptidos quelantes, los cuales tienen una alta afinidad por los metales pesados y forman complejos inactivos, que sirven como cosustrato para la biosíntesis de fitoquelatinas (polímeros de glutatión GSH) (García-García et al., 2016).

El segundo sistema de quelación es mediante metalotioneínas (MTs), estructuras de bajo peso molecular (6-7 kDa), abundantes en cisteína. Las metalotioneínas inactivan biológicamente los metales pesados por la unión de los grupos tiol de sus cisteínas. Las metalotioneínas se sobreproducen bajo estrés por Cd2+, pero de igual forma responden efectivamente a $Zn^{2+,}$ $Hg^{2+,}$ Pb^{2+}, As^{3+}, Ni^{2+} y a especies reactivas de oxígeno (ROS). Por excelencia, se ha demostrado que tienen una alta afinidad por iones metálicos Cd^{2+} y $Hg^{2+,}$ aunque también son afines a Cu^{2+} y Zn^{2+} (Chojnacka, 2010; Dey et al., 2024; García-García et al., 2016).

Una vez finalizada la quelación, la cuarta etapa del proceso de bioacumulación es la compartimentalización en orgánulos (Figura 3, etapa 4). Esta es la fase final para almacenar o detoxificar el metal. Una vez que se formaron los complejos metal-glutatión y metal-fitoquelatinas, estos se transportan activamente hacia el interior de las vacuolas. Dentro de estos orgánulos, se forman complejos de alto peso molecular (Me-HMWC),sitio en donde el etal queda completamente inmovilizado y detoxificado (García-García et al., 2016).

Para finalizar, se efectúa una última etapa, que se basa en mecanismos de soporte frente al estrés oxidativo (Figura 3, etapa 5). Ante la presencia de metales pesados se favorece la generación de especies reactivas de oxígeno (ROS), que pueden causar daños a las membranas. Para evitar este daño, la célula activa un sistema de superóxido dismutasa, catalasa y peroxidasas, que se encargan de convertir todas las especies reactivas de oxígeno (ROS) en oxígeno y agua (Dey et al., 2024).

Las levaduras han demostrado ser altamente competitivas y superiores en bioacumulación de metales pesados, especialmente aquellas que han sido aisladas de ambientes ya contaminados, debido a su adaptabilidad.

Se reporta que para especies como *Pichia stipitis* la capacidad de captación de Cu(II) es de 15.58 mg/g y de 9.10 mg/g para Cu(III). Mientras que para *Pichia guilliermondi*, aislada de lodos residuales, la capacidad de captación es de 20 mg/g para Cu (II) (Chojnacka, 2010; Kanamarlapudi et al., 2018)

Saccharomyces cerevisiae es una de las especies más estudiadas. Se ha reportado una capacidad de bioacumulación para Cr(III) de 11.3 mg/g y de 3.3 mg/g para Cr(VI). Sin embargo, cuando el medio se encuentra enriquecido con zinc, se puede bioacumular hasta 1699 µg/g de biomasa (Kanamarlapudi et al., 2018).

Candida utilis y *Kluyveromyces marxianus* han sido identificados como los mejores bioacumuladores para Cu(II), con respecto a otros géneros. La eficiencia de bioacumulación de *Candida utilis* depende fuertemente de la fuente de carbono; por lo tanto, demuestra mayor efectividad con glucosa que con xilosa (Chojnacka, 2010).

También es notable la especie *Schizosaccharomyces pombe* por su uso en fitoquelatinas, que juegan un papel importante en la inactivación de cadmio (García-García et al., 2016).

La bioacumulación, al ser un mecanismo dependiente del metabolismo, requiere de condiciones experimentales críticas para su eficiencia, es decir, cualquier factor que pueda alterar la viabilidad o la actividad celular, tendrá un impacto fuerte en la capacidad de captación de metal, se consideran críticas condiciones como: La influencia del pH, siendo este uno de los factores más críticos, ya que determina directamente la especiación del metal así como también los sitios de protonación de los sitios de unión. Si el pH aumenta considerablemente, suele favorecer la bioacumulación por su efecto al desprotonar los grupos funcionales; no obstante, un pH muy alto puede causar que el metal precipite (Chojnacka, 2010; Kanamarlapudi et al., 2018).

Teniendo en cuenta que este es un mecanismo activo, la fuente de carbono que emplean las levaduras también es un factor vinculado a la eficiencia del mecanismo. Las levaduras heterótrofas requieren de una fuente de carbono externa para poder mantener el metabolismo necesario para el transporte activo (Chojnacka, 2010; Kanamarlapudi et al., 2018).

La temperatura puede tener un efecto tanto positivo como negativo en la capacidad de bioacumulación, debido a que es un factor determinante en la cinética de las reacciones enzimáticas y la fluidez de la membrana (Kanamarlapudi et al., 2018)

De la misma manera, se ha demostrado que las células que ya están adaptadas o que previamente han sido expuestas a metales pesados suelen mostrar una mayor eficiencia de

acumulación debido a la inducción previa de proteínas de unión como las metalotioneínas (MTs) (Chojnacka, 2010).

La bioacumulación se posiciona como un mecanismo que ofrece una eficiencia superior para la eliminación de metales pesados, en especial bajo condiciones de concentraciones menores. La viabilidad de este mecanismo está estrechamente relacionada con el pH, por su influencia directa en la solubilidad del metal y las cargas de la superficie celular.

La principal limitación de este mecanismo es que requiere de células vivas con un metabolismo activo, lo cual implica una demanda mayor de nutrientes y un gasto energético más elevado. Operativamente, la biocumulación es un proceso más costoso que la biosorción; sin embargo, su potencial biotecnológico es altamente atractivo para la biorremediación, en especial si se emplean especies de levaduras previamente adaptadas a ambientes contaminados.

En resumen, a pesar de ser un proceso más lento y costoso que la biosorción, ofrece una capacidad de bioacumulación y detoxificación más profunda, lo que lo convierte en una herramienta con alto potencial en aplicaciones de biorremediación y una prospección futura en el desarrollo de microorganismos genéticamente modificados para una mayor eficiencia.

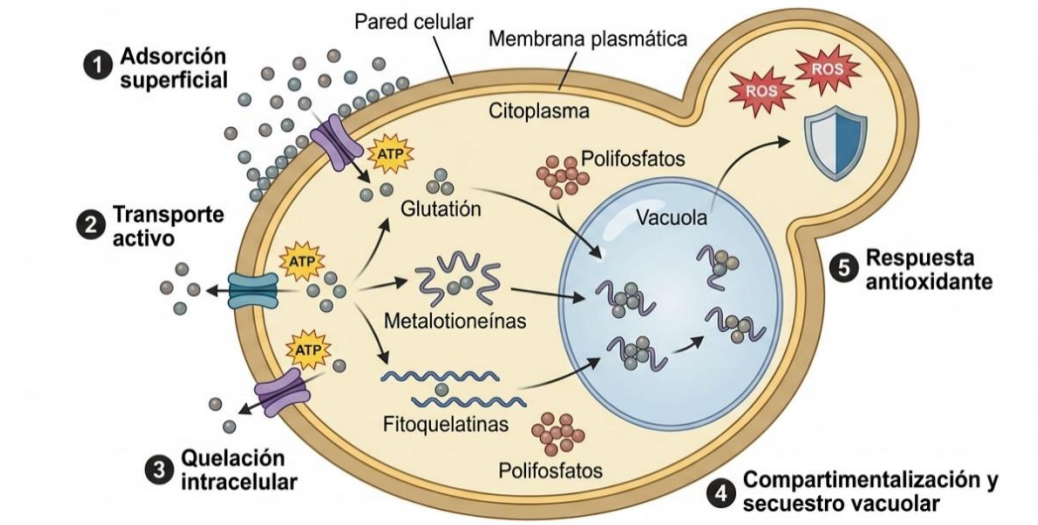


Figura 3: *Mecanismos de bioacumulación intracelular de metales pesados en levaduras.* Se distinguen la adsorción superficial, el sistema de transporte activo que ingresa por la membrana plasmática, quelación intracelular, compartimentalización vaculoar de los complejos generados (metal-quelante), y la respuesta ante el estrés oxidativo como mecanismo de refuerzo. *Nota.* Elaboración propia asistida por inteligencia artificial y edición manual posterior.

3.4.3 BIOTRANSFORMACIÓN

La biotransformación es un proceso mediante el cual se modifica la estructura de un compuesto químico, que conlleva la síntesis de una molécula de polaridad mayor. En metales pesados, esto implica la transformación de formas tóxicas en formas menos tóxicas. En contraste con la biosorción y la bioacumulación, este mecanismo de detoxificación de metales pesados por levaduras se caracteriza por la transformación química de la especiación del metal (Bahafid et al., 2017; Tayang y Songachan, 2021).

La biotransformación opera a través de reacciones redox (reducción-oxidación) y con un motor bioquímico común, que es el sistema tiol intracelular (glutatión, NADPH). En levaduras, se han identificado tres mecanismos biológicos importantes de biotransformación, que se detallan en la Figura 4, mediante los cuales los microorganismos modifican la estructura química de los metales para detoxificar su entorno. En primer lugar, la biorreducción es el mecanismo principal de detoxificación de cromo (Cr) en levaduras,

mediante el cual se lleva a cabo la reducción de Cr(VI) a Cr(III). Se describen dos vías principales: vía enzimática y no enzimática.

Para la vía enzimática, enzimas solubles tipo cromato reductasa catalizan la reacción en condiciones aeróbicas. Las especies con mayor capacidad de reducción enzimática son las levaduras *Cyberlindnera fabianii, Rhodotorula pilimanae* y *Pichia guilliermondii* (Bahafid et al., 2017).

Por otra parte, en la vía no enzimática, el glutatión y la cisteína son los agentes reductores no enzimáticos más potentes. Mediante dos tipos de mecanismos de reducción, la biomasa inactivada de *Saccharomyces cerevisiae*, *Candida tropicalis* y *Pichia anomala* también puede reducir Cr(VI) a Cr(III). Mediante reducción directa, intervienen grupos donadores de electrones de la biomasa en la fase acuosa, y mediante reducción indirecta, se reduce en tres pasos: primero, la adsorción de Cr(VI) aniónico; posteriormente, su reducción por acción de los grupos donadores de electrones adyacentes; y, finalmente, la liberación del Cr(III) reducido al medio (Bahafid et al., 2017).

De igual manera, el segundo mecanismo biológico de biotransformación es la biomineralización. Este es un proceso natural que ocurre a través de la síntesis de minerales como carbonatos, óxidos, silicatos, sulfatos y fosfatos. En este caso, las levaduras activamente generan las condiciones químicas y los reactivos esenciales para que el mineral se forme. En biorremediación, este mecanismo de las levaduras es importante ya que transforma iones metálicos solubles y biodisponibles en minerales sólidos, insolubles e inmovilizados (Bahafid et al., 2017; Tayang y Songachan, 2021).

Se ha reportado que *Saccharomyces cerevisiae* precipita metales de forma extracelular mediante la actividad de fosfatasas, liberando fosfato inorgánico al medio; posteriormente el fosfato reacciona con los iones metálicos y se forman minerales fosfatados

insolubles. Este mecanismo se ha documentado para el uranio, cuyo producto final es un fosfato de uranio cristalino, también conocido como chernikovite (Li y Li, 2022).

Finalmente, siguiendo la misma línea de mecanismos biológicos de biotransformación, el más reportado es la biometilación**.** A través de este proceso, se transforman los iones inorgánicos en compuestos orgánicos metilados; de esta forma, se facilita su volatilización. El selenio es el modelo más estudiado para este mecanismo; en este caso, levaduras como *Saccharomyces cerevisiae*, *Candida utilis* y *Yarrowia lipolytica* reducen el selenato hasta formar seleniuro de hidrógeno (H_2Se) (Kieliszek et al., 2015).

El H_2Se se incorpora a la O-acetilhomoserina mediante la enzima homosisteína sintasa, que forma selenohomocisteína (SeHCys); esta se somete a un proceso de metilación catalizado mediante la enzima homocisteína metiltransferasa y se genera selenometionina (SeMet). Las levaduras pueden continuar metilando estos compuestos para seguir generando moléculas más volátiles, y los compuestos metilados pueden ser expulsados de la célula o volatilizados en forma de gases con menor toxicidad, completando así el proceso de detoxificación (Kieliszek et al., 2015).

Existen también variables críticas que pueden condicionar la eficiencia de la biotransformación por parte de las levaduras. En todos los casos, el pH es el factor más importante, ya que afecta a la solubilidad de los metales, por ejemplo, para biotransformación de selenio el pH óptimo para este proceso es de 5.8, no obstante, un pH más bajo (menor a 2.5) tiende a reducir la captación de metales debido a la competencia de los iones H+ por los sitios de unión en la célula (Bahafid et al., 2017; Kieliszek et al., 2015).

En biotransformación, la mayoría de estudios coinciden en que la temperatura óptima para el proceso debe ser entre 25 °C y 30 °C, ya que en este rango se maximiza la acumulación y la transformación de metales. Temperaturas sobre 40 °C suelen disminuir la

capacidad de biotransformación de especies como *Saccharomyces cerevisiae* (Bahafid et al., 2017; Kieliszek et al., 2015).

En presencia de ciertos nutrientes, la levadura es capaz de generar los cofactores necesarios para reducir o metilar metales. Empezando por la glucosa, este componente proporciona la energía necesaria para el transporte activo; sin embargo, en procesos de biomineralización, la glucosa puede intervenir en la oxidación de otros carbonatos y, hasta que el azúcar se agote por completo, la precipitación del mineral se retrasa (Kieliszek et al., 2015; Li y Li, 2022).

De la misma manera, se ha reportado que el extracto de levadura funciona como una fuente de nitrógeno superior en comparación con el amonio o la urea, en especial para promover la biomineralización de carbonatos en levaduras (Li y Li, 2022).

El éxito de la biotransformación no es constante durante todo el ciclo vital de la levadura. Se ha identificado que el momento de actividad máxima sucede en la fase logarítmica, especialmente en la fase más temprana; es ideal agregar los metales para garantizar una transformación eficiente a formas orgánicas metiladas (Kieliszek et al., 2015).

Los compuestos tiolados (glutatión y cisteína) son esenciales, ya que actúan como reductores no enzimáticos potentes, y a partir de estos se forman complejos que posteriormente se metilan o se secuestran en la vacuola (Bahafid et al., 2017; Kieliszek et al., 2015).

En biotransformación, las concentraciones altas de los metales pueden desestabilizar el estado redox de la célula y pueden dañar enzimas responsables de la biotransformación. De igual manera, ciertas especies de levaduras presentan afinidades específicas para el tipo de metal; este es un factor determinante, en especial para la elección del mecanismo de

biotransformación a emplear (bioreducción, biomineralización o biometilación) (Bahafid et al., 2017).

En resumen, la biotransformación por levaduras se consolida como un mecanismo altamente eficiente para la detoxificación de metales pesados, ya que se busca alterar la naturaleza química de los metales para inmovilizarlos y reducir su toxicidad; sin embargo, su efectividad está ligada a factores críticos como el pH, la cantidad de nutrientes disponibles y el estado metabólico de la levadura. En comparación con la biosorción y la bioacumulación, este mecanismo suele ser más lento y depende estrictamente del metabolismo vivo, pero, a largo plazo, ofrece una solución permanente al modificar la identidad química del contaminante.

Por último, para su estudio, se puede utilizar biomasa de levadura proveniente de desechos industriales, lo que perfila a la biotransformación como una alternativa de biorremediación de bajo costo y con alto potencial de escalabilidad industrial (Bahafid et al., 2017; Tayang y Songachan, 2021).

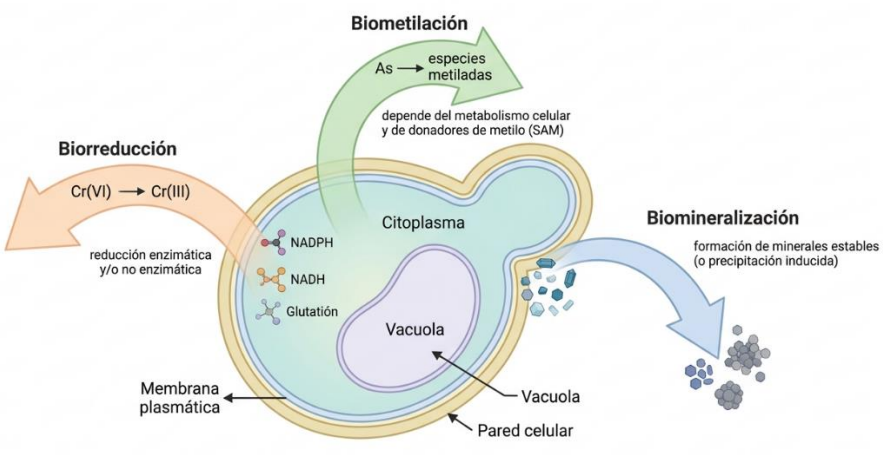


Figura 4. *Mecanismos de biotransformación de metales pesados por levaduras.* Se esquematiza la biorreducción de la identidad reactiva de un metal tóxico a formas menos reactivas, a continuación, la biometilación de metales y metaloides a compuestos metilados y la biomineralización por intermedio de la formación de precipitados o de minerales más estables. *Nota.* Elaboración propia asistida por inteligencia artificial y edición manual posterior.

Si bien cada mecanismo es analizado de forma individual y representado en las Figuras 2, 3 y 4 respectivamente, en la Figura 5 se ofrece una representación integrada que permite apreciar la interrelación funcional entre la biosorción superficial, la bioacumulación intracelular y la biotransformación durante la exposición de las levaduras a metales pesados.

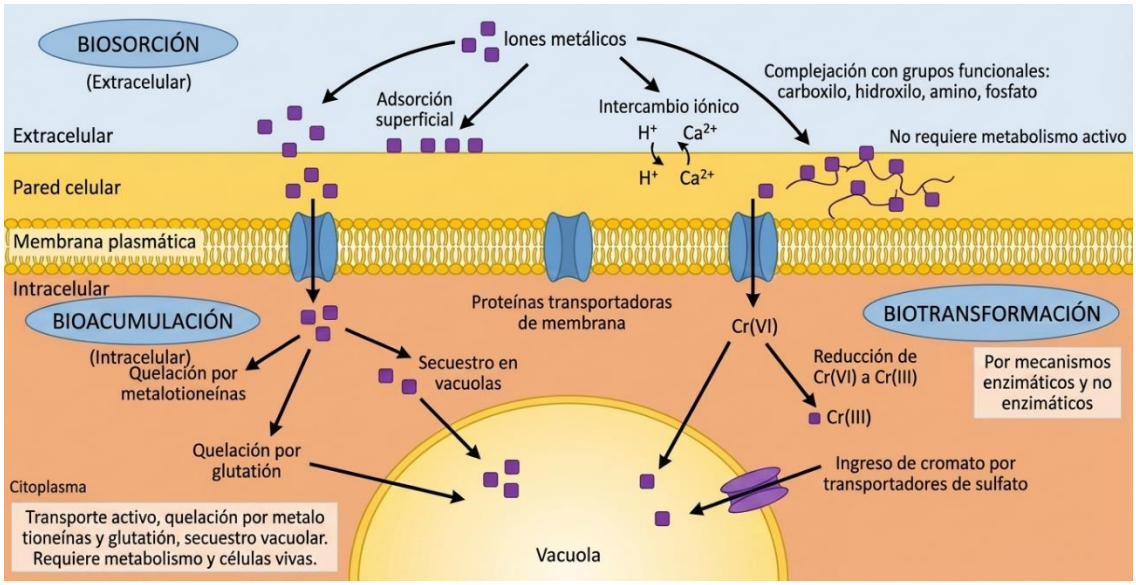


Figura 5. *Resumen de los mecanismos principales de remoción y detoxificación de metales pesados mediados por levaduras. Nota.* Elaboración propia asistida por inteligencia artificial basada en la figura propuesta por Shao et al. (2025) y edición manual posterior.

3.5 APLICACIONES DE BIORREMEDIACIÓN UTILIZANDO LEVADURAS

3.5.1 CASOS A NIVEL MUNDIAL

A nivel internacional, utilizar levaduras en biorremediación de metales pesados se ha establecido como una línea de investigación con aplicaciones importantes para el tratamiento de efluentes complejos y corrientes residuales. Una de las especies por excelencia que dominan en este ámbito es *Saccharomyces cerevisiae* debido a su disponibilidad en biomasa residual, bajo costo y seguridad biológica. En este sentido, se ha demostrado la capacidad de absorción de la levadura en metales como plomo (Pb), mercurio (Hg), níquel (Ni), cobre (Cu), zinc (Zn) y uranio (U) (Goksungur, 2005; Infante J, 2014).

Como un referente global, se han reportado casos en América Latina. En Colombia, Infante J. (2014) evaluó experimentalmente biomasa seca y activa de *Saccharomyces cerevisiae* y su capacidad de remoción de plomo (Pb), mercurio (Hg) y níquel (Ni) en un medio sintético acuoso.

Los resultados mostraron una alta eficiencia con remociones promedio de 86,4% para Pb, 69,7% para Hg y 47,8% para Ni, y capacidades de remoción media de 8,9 mg/g para Pb, 10,25 mg/g para Hg y 2,8 mg/g para Ni. Este análisis proporciona el sustento suficiente para demostrar que, según el tipo de metal, la afinidad de la levadura varía de forma marcada y que uno de los metales que alcanzan una eficiencia de remoción más alta es el plomo (Pb). De igual manera, el trabajo resalta la importancia de un control estricto de las condiciones operativas críticas como la temperatura y la agitación, factores que necesitan ser analizados para su aplicación real y escalabilidad industrial (Infante J, 2014).

En Turquía, Goksungur (2005) evaluó la biomasa residual tratada con etanol, calor y alcalisación, para evaluar la remoción de cadmio (Cd) y plomo (Pb) desde soluciones sintéticas. Los resultados demostraron que el pretratamiento con etanol produjo resultados más efectivos en la capacidad de remoción, con valores de captura de 15.63 mg/g para Cd y 17.49 mg/g para Pb y capacidades máximas de 31.75 mg/g y 60.24 mg/g respectivamente. De este trabajo es importante rescatar aspectos relevantes que se repiten en la literatura analizada; en primer lugar, que la biomasa residual industrial tiene un alto potencial de ser bioabsorbente y, en segundo lugar, se refuerza nuevamente el planteamiento de que el plomo alcanza capacidades de remoción más elevadas que otros tipos de metales, incluso bajo las mismas condiciones experimentalmente.

También se ha ampliado la perspectiva hacia el uso de matrices más complejas, como es el caso del estudio realizado por Sieber et al., demostrando que la levadura residual

liofilizada puede recuperar aluminio (Al), cobre (Cu), zinc (Zn) y níquel (Ni) a partir de soluciones sintéticas y lixiviados industriales reales. En este contexto, se evaluaron los porcentajes de recuperación bajo condiciones óptimas, obteniendo aproximadamente el 60.2% de recuperación para Al en un pH de 3.5, 42.4% para Cu en pH 5.0, para Zn la recuperación fue de 74.8% a pH 7.5 y para Ni, la recuperación fue de 23.3% a pH 7.5. Este es uno de los casos que llama más la atención, ya que no solo se enfoca en soluciones sintéticas, sino que amplía el panorama hacia la utilización de residuos industriales reales; además, reafirma que la selectividad puede modularse por condiciones críticas, de manera especial por el pH.

Finalmente, desde un punto de vista biotecnológico, es importante analizar perspectivas a futuro, especialmente en el ámbito de microorganismos modificados genéticamente para crear organismos con capacidades superiores de captura de metales. En la República Checa, los autores Kotrba y Ruml (2010) utilizaron la pared celular de *Saccharomyces cerevisiae* para expresar un motivo de fijación metálica derivado de ATPasas bacterianas. Los resultados obtenidos demuestran que la capacidad de biosorción para plomo (Pb) aumenta hasta 5 veces en contraste con el control y el porcentaje de remoción oscila entre 90 y 95% luego de 8 horas de contacto. Este estudio sugiere una alternativa con un potencial para el desarrollo de plataformas moleculares con alta selectividad que van más allá de la biosorción pasiva tradicional.

3.5.2 APLICACIONES EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS CONTAMINADAS

La evidencia indica que las aplicaciones de las levaduras en biorremediación de metales pesados se han desarrollado más a profundidad en efluentes industriales de galvanoplastia, soluciones acuosas multimetálicas y lixiviados ácidos de minas. Todos estos estudios reafirman la eficiencia y superioridad de *Saccharomyces cerevisiae* para alcanzar una alta capacidad de remoción incluso en matrices complejas (Machado et al., 2008).

En ambientes asociados a la actividad minera, el caso más relevante está vinculado al aislamiento de una levadura desde un sitio de relaves, evaluada frente a un drenaje ácido de mina, con Cu y Zn. Este aporte resulta interesante porque se utiliza un aislado proveniente de una matriz minera real. Según la afinidad al metal, los resultados demostraron que la levadura alcanzó un porcentaje de remoción de 71.5% para Cu, mientras que para Zn la eficiencia máxima fue de 29.3%. Si bien estos valores de eficiencia son relativamente inferiores a valores reportados en otros efluentes industriales, esto demuestra que el estudio posee un alto potencial en un entorno minero con metalurgia compleja (Barseghyan et al., s. f.).

Por otra parte, un segundo panorama de evidencia proviene de estudios realizados con efluentes de galvanoplastia multimetálicos, que son análogos a aguas contaminadas por efluentes de actividades mineras. En efluentes reales, la biomasa floculante inactivada de *Saccharomyces cerevisiae* logró llevar los niveles de Ni a una cantidad aceptable para descarga con un porcentaje de remoción del 89%. Esto confirma la versatilidad de las levaduras para manejar mezclas metálicas complejas, similares a las condiciones que podrían encontrarse en lixiviados de minas (Machado et al., 2010a, 2010b).

En ambientes mineros, una de las fortalezas de las levaduras es que demuestran alta adaptación natural a condiciones con acidez alta y a mezclas multielementales que suelen ser típicas de efluentes mineros. Esto sugiere que se pueden aprovechar aislados nativos, los cuales mejorarían el desempeño en matrices mineras reales. Sin embargo, los estudios demuestran una limitación importante con respecto al rendimiento de remoción y su dependencia del tipo de metal y de la matriz. Este aspecto conlleva otro punto de discusión paralelo debido a que los efluentes de minería suelen contener distintas proporciones de metales en niveles variables (Machado et al., 2010a, 2010b).

3.5.3 MINERÍA ILEGAL Y ARTESANAL EN ECUADOR

La presente revisión bibliográfica se enfoca en las cuencas de agua contaminadas por minería ilegal y artesanal de Ecuador. Los sectores en donde más abundan las prácticas extractivistas de minería ilegal y artesanal son las localidades de Ponce Enríquez en Machala, Portovelo en Zaruma, Santa Rosa, Chinapintza en Nangaritza y en Zamora. En estas zonas, la minería aurífera ha provocado contaminación en aguas y sedimentos por metales pesados. Desde que se introdujo este modelo de práctica extractivista para la obtención de oro, ha existido una carencia de consciencia de las consecuencias a largo plazo de esta práctica. En promedio, en zonas como Ponce Enríquez, se calcula que se extraen 15 toneladas de oro al año, por consiguiente, unas 100.000 toneladas de efluente del proceso de cianidación se desechan en las cuencas de agua aledañas (Pesantes et al., 2019)

En las cuencas del río Santa Rosa, la principal actividad económica y una de las fuentes de empleo más importantes es la minería. En este caso, la situación resulta ser más alarmante debido a que el agua del río Santa Rosa alimenta a la planta de agua de todo el cantón; es decir, los efluentes expulsados del proceso de refinamiento del oro son desechados al río que abastece a la fuente de agua “apta para el consumo humano” del cantón. Los estudios realizados en esta zona demuestran que hay una presencia considerable de Pb, Hg, Cd y As en el suministro de agua para el consumo, es decir, en el río Santa Rosa (ZEA et al., 2022).

3.5.4 POTENCIAL Y PERSPECTIVAS PARA ECUADOR

Se ha evidenciado que las levaduras son una alternativa con un alto potencial para biorremediación en Ecuador; el interés particular radica en su versatilidad fisiológica y su potencial para vincularse con otras estrategias biotecnológicas que implementen soluciones

menos invasivas que los tratamientos fisicoquímicos tradicionales (Lituma Carriel, 2024; Saha et al., 2021).

Las levaduras son capaces de adaptarse a sistemas de biorremediación sostenibles que priorizan el uso de microorganismos nativos o adaptados al ambiente objetivo, por ende, las levaduras aportarían una plataforma biológica para desarrollar estrategias adaptadas al contexto y la realidad ambiental del país, en especial si se utilizan especies de levaduras locales y previamente adaptadas a matrices complejas (Lituma Carriel, 2024; Saha et al., 2021).

Desde el punto de vista operativo, su empleo potencial podría empezar con estrategias simples de tratamiento, que sean escalables y de menor impacto. En Ecuador, en donde los recursos tecnológicos y logísticos pueden ser limitados, es importante implementar una tecnología de biorremediación basada en levaduras, que sea de bajo costo y de fácil implementación (Lituma Carriel, 2024; Saha et al., 2021).

A nivel nacional, la Colección de Levaduras Quito Católica (CLQCA), adscrita al Centro Neotropical para la Investigación de la Biomasa (CNIB) de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador, es uno de los repositorios de levaduras más importantes del país, que alberga más de 2800 aislados de levaduras provenientes de las cuatro regiones del país.

La disponibilidad de una colección de levaduras como la CLQCA se posiciona como un referente estratégico para el desarrollo de soluciones biotecnológicas en el Ecuador. Dentro del repositorio se conservan cepas de levaduras nativas, que facilitarían el estudio de aplicaciones en biorremediación. De la misma manera, el CNIB cuenta con la infraestructura clave para llevar a cabo la escalabilidad de las estrategias de biorremediación a través de su biorrefinería piloto. Esto permitiría transformar la diversidad de levaduras del país en un punto de partida para la prospección en biorremediación, en especial si el objetivo es utilizar

levaduras adaptadas a condiciones y contaminantes locales e implementar matrices más complejas y no solo sintéticas.

Por lo tanto, aunque las levaduras han demostrado ser microorganismos superiores para aplicaciones en biorremediación, su implementación en el país requiere de más validación experimental, estandarización experimental y pruebas de campo en condiciones reales (Saha et al., 2021).

4. CONCLUSIONES

A partir de la revisión bibliográfica, se logró determinar el papel de las levaduras como un agente biológico importante para procesos de biorremediación de metales pesados. Su eficiencia en la detoxificación de metales pesados depende de mecanismos complementarios. Se concluye que la especie más mencionada y más eficiente para futuras aplicaciones en biorremediación es *Saccharomyces cerevisiae*, levadura que destaca como una especie superior al ser una de las más estudiadas, de mayor importancia biotecnológica y la más eficiente en la detoxificación de metales pesados.

Complementando esta idea, los mecanismos más importantes de detoxificación de metales pesados mediados por levaduras que más se reportan en la bibliografía son: biosorción superficial, biacumulación intracelular y biotransformación. Aunque son los más reportados, no se limitan solo a estos. Se concluye que el mecanismo que destaca como una alternativa más sólida, rentable y con alto potencial de escalabilidad industrial es el mecanismo de biosorción superficial. Este sobresale por su relativa sencillez operativa, por su bajo requerimiento metabólico y porque permite reutilizar biomasa residual. Por otra parte, los otros mecanismos, si bien ofrecen ventajas con respecto a la modificación de la identidad química del contaminante o al empleo del secuestro intracelular, la principal desventaja se ve reflejada en las condiciones críticas que limitan su rendimiento, en especial por el control del pH, la temperatura e incluso la especie de levadura que se utilizará.

Finalmente, el análisis bibliográfico demuestra que las levaduras se perfilan como microorganismos superiores para aplicaciones en biorremediación de metales pesados, lo cual implica que también sus mecanismos y propiedades tienen un alto potencial para ser replicables para mitigar la contaminación por metales pesados vinculada con la minería ilegal y artesanal en Ecuador. Sin embargo, para que la implementación de estas estrategias sea

replicable y, sobre todo, eficiente, es importante tener en cuenta las limitaciones que pueden estar asociadas; una de ellas es la falta de estudios locales que utilicen especies y cepas nativas o que consideren las condiciones ambientales propias de la localidad.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aeini, K., Zoghi, A., and Khosravi-Darani, K. (2025). Application of Yeasts as Pollutant Adsorbents. In *Current Microbiology* (Vol. 82, Issue 8). Springer. https://doi.org/10.1007/s00284-025-04343-6

Al-Najar, J. A., Lutfee, T., y Alwan, N. F. (2021). The action of yeast as an adsorbent in wastewater treatment: A Brief Review. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, *779*(1). https://doi.org/10.1088/1755-1315/779/1/012054

Azubuike, C. C., Chikere, C. B., y Okpokwasili, G. C. (2016). Bioremediation techniques–classification based on site of application: principles, advantages, limitations and prospects. In *World Journal of Microbiology and Biotechnology* (Vol. 32, Issue 11). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/s11274-016-2137-x

Bala, S., Garg, D., Thirumalesh, B. V., Sharma, M., Sridhar, K., Inbaraj, B. S., y Tripathi, M. (2022). Recent Strategies for Bioremediation of Emerging Pollutants: A Review for a Green and Sustainable Environment. In *Toxics* (Vol. 10, Issue 8). MDPI. https://doi.org/10.3390/toxics10080484

Kuppan, N., Padman, M., Mahadeva, M., Srinivasan, S., y Devarajan, R. (2024). A comprehensive review of sustainable bioremediation techniques: Eco friendly solutions for waste and pollution management. In *Waste Management Bulletin* (Vol. 2, Issue 3, pp. 154–171). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.wmb.2024.07.005

Mestanza-Ramón, C., Jiménez-Oyola, S., Cedeño-Laje, J., Villamar Marazita, K., Gavilanes Montoya, A. V., Castillo Vizuete, D. D., Mora-Silva, D., Carrera Almendáriz, L. S., Logroño-Naranjo, S., Mazón-Fierro, G., Herrera-Chávez, R., D'Orio, G., y Straface, S. (2024). Risks to Human Health from Mercury in Gold Mining in the Coastal Region of Ecuador. *Toxics*, *12*(5). https://doi.org/10.3390/toxics12050323

Mestanza-Ramón, C., Mora-Silva, D., D'orio, G., Tapia-Segarra, E., Gaibor, I. D., Parra, J. F. E., Velásquez, C. R. C., y Straface, S. (2022). Artisanal and Small-Scale Gold Mining

(ASGM): Management and Socioenvironmental Impacts in the Northern Amazon of Ecuador. *Sustainability (Switzerland)*, *14*(11). https://doi.org/10.3390/su14116854

Passarelli, I., Mora-Silva, D., Jimenez-Gutierrez, M., Logroño-Naranjo, S., Hernández-Allauca, D., Valdez, R. U., Avalos Peñafiel, V. G., Tierra Pérez, L. P., Sanchez-Salazar, M., Tobar Ruiz, M. G., Carrera-Silva, K., Straface, S., y Mestanza-Ramón, C. (2024). Hg Pollution in Groundwater of Andean Region of Ecuador and Human Health Risk Assessment. *Resources*, *13*(6). https://doi.org/10.3390/resources13060084

Pesantes, A. A., Carpio, E. P., Vitvar, T., López, M. M. M., y Menéndez-Aguado, J. M. (2019). A multi-index analysis approach to heavy metal pollution assessment in river sediments in the Ponce Enríquez Area, Ecuador. *Water (Switzerland)*, *11*(3). https://doi.org/10.3390/w11030590

Rehman, K., Fatima, F., Waheed, I., y Akash, M. S. H. (2018). Prevalence of exposure of heavy metals and their impact on health consequences. *Journal of Cellular Biochemistry*, *119*(1), 157–184. https://doi.org/10.1002/jcb.26234

Segal-Kischinevzky, C., Romero-Aguilar, L., Alcaraz, L. D., López-Ortiz, G., Martínez-Castillo, B., Torres-Ramírez, N., Sandoval, G., y González, J. (2022). Yeasts Inhabiting Extreme Environments and Their Biotechnological Applications. *Microorganisms*, *10*(4). https://doi.org/10.3390/microorganisms10040794

Sharma, I. (2021). Bioremediation Techniques for Polluted Environment: Concept, Advantages, Limitations, and Prospects. In *Trace Metals in the Environment - New Approaches and Recent Advances*. IntechOpen. https://doi.org/10.5772/intechopen.90453

Soares, E. V., y Soares, H. M. V. M. (2012). Bioremediation of industrial effluents containing heavy metals using brewing cells of Saccharomyces cerevisiae as a green technology: A review. In *Environmental Science and Pollution Research* (Vol. 19, Issue 4, pp. 1066–1083). https://doi.org/10.1007/s11356-011-0671-5

Sun, G. L., Reynolds, E. E., y Belcher, A. M. (2019). Designing yeast as plant-like hyperaccumulators for heavy metals. *Nature Communications*, *10*(1). https://doi.org/10.1038/s41467-019-13093-6

Sun, G. L., Reynolds, E. E., y Belcher, A. M. (2020). Using yeast to sustainably remediate and extract heavy metals from waste waters. *Nature Sustainability*, *3*(4), 303–311. https://doi.org/10.1038/s41893-020-0478-9

Xiao, W., Chen, S., Zhao, M., Wen, D., Peng, L., Zou, L., Han, J., y Li, Q. (2025). The adsorption capacity and genetic mechanism analysis of Yarrowia phangngaensis for multiple heavy metals. Journal of Hazardous Materials, 494, 138756. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.138756

ZEA, A., ANGAMARCA, D., y VALAREZO, L. (2022). *Evaluation of Mercury, Arsenic, Lead and Cadmium in River Water Intended for Human Consumption as a Consequence of Mining Activities.* https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1351577/v1

Abbas, S. H., Ismail, I. M., Mostafa, T. M., y Sulaymon, A. H. (2014). *Biosorption of Heavy Metals: A Review*. *3*.

Aguilar Pesantes, A., Peña Carpio, E., Vitvar, T., María Mahamud López, M., y Menéndez-Aguado, J. M. (2019). A Multi-Index Analysis Approach to Heavy Metal Pollution Assessment in River Sediments in the Ponce Enríquez Area, Ecuador. *Water*, *11*(3), 590. https://doi.org/10.3390/w11030590

Alengebawy, A., Abdelkhalek, S. T., Qureshi, S. R., y Wang, M.-Q. (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

Azubuike, C. C., Chikere, C. B., y Okpokwasili, G. C. (2016). Bioremediation techniques–classification based on site of application: Principles, advantages, limitations and prospects. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, *32*(11), 180. https://doi.org/10.1007/s11274-016-2137-x

Bahafid, W., Joutey, N. T., Asri, M., Sayel, H., Tirry, N., y Ghachtouli, N. E. (2017). Yeast Biomass: An Alternative for Bioremediation of Heavy Metals. En A. Morata y I. Loira

(Eds.), *Yeast—Industrial Applications*. InTech. https://doi.org/10.5772/intechopen.70559

Baroudi, F., Al Alam, J., Fajloun, Z., y Millet, M. (2020). Snail as sentinel organism for monitoring the environmental pollution; a review. *Ecological Indicators*, *113*, 106240. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106240

Barseghyan, S., Vardanyan, N., Vardanyan, A., Castro, L., y Muñoz, J. A. (s. f.). *Study of the Biosorption Ability of a Yeast Isolate from Acid Mine Drainage (AMD)*.

Boekhout, T., Aime, M. C., Begerow, D., Gabaldón, T., Heitman, J., Kemler, M., Khayhan, K., Lachance, M.-A., Louis, E. J., Sun, S., Vu, D., y Yurkov, A. (2021). The evolving species concepts used for yeasts: From phenotypes and genomes to speciation networks. *Fungal Diversity*, *109*(1), 27-55. https://doi.org/10.1007/s13225-021-00475-9

Borah, P., Kumar, M., y Devi, P. (2020). Types of inorganic pollutants: Metals/metalloids, acids, and organic forms. En *Inorganic Pollutants in Water* (pp. 17-31). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818965-8.00002-0

Briffa, J., Sinagra, E., y Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, *6*(9), e04691. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691

Chamba-Eras, I., Griffith, D. M., Kalinhoff, C., Ramírez, J., y Gázquez, M. J. (2022). Native Hyperaccumulator Plants with Differential Phytoremediation Potential in an Artisanal Gold Mine of the Ecuadorian Amazon. *Plants*, *11*(9), 1186. https://doi.org/10.3390/plants11091186

Chojnacka, K. (2010). Biosorption and bioaccumulation – the prospects for practical applications. *Environment International*, *36*(3), 299-307. https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.12.001

Dey, P., Malik, A., Singh, D. K., Haange, S.-B., Von Bergen, M., y Jehmlich, N. (2024). Unveiling fungal strategies: Mycoremediation in multi-metal pesticide environment

using proteomics. *Scientific Reports*, *14*(1), 23171. https://doi.org/10.1038/s41598-024-74517-y

Farhan, S. N., y Khadom, A. A. (2015). Biosorption of heavy metals from aqueous solutions by Saccharomyces Cerevisiae. *International Journal of Industrial Chemistry*, *6*(2), 119-130. https://doi.org/10.1007/s40090-015-0038-8

Fornasaro, S., Fulignati, P., Gioncada, A., Garces, D., y Mulas, M. (2025). Geogenic and Anthropogenic Origins of Mercury and Other Potentially Toxic Elements in the Ponce Enriquez Artisanal and Small-Scale Gold Mining District, Southern Ecuador. *Minerals*, *15*(7), 725. https://doi.org/10.3390/min15070725

García-García, J. D., Sánchez-Thomas, R., y Moreno-Sánchez, R. (2016). Bio-recovery of non-essential heavy metals by intra- and extracellular mechanisms in free-living microorganisms. *Biotechnology Advances*, *34*(5), 859-873. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2016.05.003

Goksungur, Y. (2005). Biosorption of cadmium and lead ions by ethanol treated waste baker's yeast biomass. *Bioresource Technology*, *96*(1), 103-109. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.04.002

Goutam Mukherjee, A., Ramesh Wanjari, U., Eladl, M. A., El-Sherbiny, M., Elsherbini, D. M. A., Sukumar, A., Kannampuzha, S., Ravichandran, M., Renu, K., Vellingiri, B., Kandasamy, S., y Valsala Gopalakrishnan, A. (2022). Mixed Contaminants: Occurrence, Interactions, Toxicity, Detection, and Remediation. *Molecules*, *27*(8), 2577. https://doi.org/10.3390/molecules27082577

Guerreiro, C. B. B., Foltescu, V., y De Leeuw, F. (2014). Air quality status and trends in Europe. *Atmospheric Environment*, *98*, 376-384. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.09.017

Hama Aziz, K. H., Mustafa, F. S., Omer, K. M., Hama, S., Hamarawf, R. F., y Rahman, K. O. (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

Infante J, C. (2014). Removal of lead, mercury and nickel using the yeast Saccharomyces cerevisiae. *Revista MVZ Córdoba*, *19*(2), 4141-4149. https://doi.org/10.21897/rmvz.107

Kanamarlapudi, S. L. R. K., Chintalpudi, V. K., y Muddada, S. (2018). Application of Biosorption for Removal of Heavy Metals from Wastewater. En J. Derco y B. Vrana (Eds.), *Biosorption*. InTech. https://doi.org/10.5772/intechopen.77315

Kapahi, M., y Sachdeva, S. (2019). Bioremediation Options for Heavy Metal Pollution. *Journal of Health and Pollution*, *9*(24), 191203. https://doi.org/10.5696/2156-9614-9.24.191203

Karnwal, A., Martolia, S., Dohroo, A., Al-Tawaha, A. R. M. S., y Malik, T. (2024). Exploring bioremediation strategies for heavy metals and POPs pollution: The role of microbes, plants, and nanotechnology. *Frontiers in Environmental Science*, *12*, 1397850. https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1397850

Kieliszek, M., Błażejak, S., Gientka, I., y Bzducha-Wróbel, A. (2015). Accumulation and metabolism of selenium by yeast cells. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *99*(13), 5373-5382. https://doi.org/10.1007/s00253-015-6650-x

Kumar, V., Sharma, M., Sondhi, S., Kaur, K., Sharma, D., Sharma, S., y Utreja, D. (2023). Removal of Inorganic Pollutants from Wastewater: Innovative Technologies and Toxicity Assessment. *Sustainability*, *15*(23), 16376. https://doi.org/10.3390/su152316376

Kurtzman, C. P. (1994). Molecular taxonomy of the yeasts. *Yeast*, *10*(13), 1727-1740. https://doi.org/10.1002/yea.320101306

Kurtzman, C. P., Fell, J. W., y Boekhout, T. (2011). Definition, Classification and Nomenclature of the Yeasts. En *The Yeasts* (pp. 3-5). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52149-1.00001-X

Li, Z., y Li, T. (2022). New Insights Into Microbial Induced Calcium Carbonate Precipitation Using Saccharomyces cerevisiae. *Frontiers in Microbiology*, *13*, 904095. https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.904095

Lituma Carriel, S. D. R. (2024). Bioremediation of hydrocarbon-contaminated soils: Review and perspective for Ecuador in the Latin American context. *eVitroKhem*, *3*, 145. https://doi.org/10.56294/evk2024145

Machado, M. D., Santos, M. S. F., Gouveia, C., Soares, H. M. V. M., y Soares, E. V. (2008). Removal of heavy metals using a brewer's yeast strain of Saccharomyces cerevisiae: The flocculation as a separation process. *Bioresource Technology*, *99*(7), 2107-2115. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.05.047

Machado, M. D., Soares, E. V., y Soares, H. M. V. M. (2010a). Removal of heavy metals using a brewer's yeast strain of *Saccharomyces cerevisiae*: Application to the treatment of real electroplating effluents containing multielements. *Journal of Chemical Technology y Biotechnology*, *85*(10), 1353-1360. https://doi.org/10.1002/jctb.2440

Machado, M. D., Soares, E. V., y Soares, H. M. V. M. (2010b). Removal of heavy metals using a brewer's yeast strain of Saccharomyces cerevisiae: Chemical speciation as a tool in the prediction and improving of treatment efficiency of real electroplating effluents. *Journal of Hazardous Materials*, *180*(1-3), 347-353. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.04.037

Masindi, V., y Muedi, K. L. (2018). Environmental Contamination by Heavy Metals. En H. E.-D. M. Saleh y R. F. Aglan (Eds.), *Heavy Metals*. InTech. https://doi.org/10.5772/intechopen.76082

Matei, E., Râpă, M., Mateș, I. M., Popescu, A.-F., Bădiceanu, A., Balint, A. I., y Covaliu-Mierlă, C. I. (2025). Heavy Metals in Particulate Matter—Trends and Impacts on Environment. *Molecules*, *30*(7), 1455. https://doi.org/10.3390/molecules30071455

Mohd Azhar, S. H., Abdulla, R., Jambo, S. A., Marbawi, H., Gansau, J. A., Mohd Faik, A. A., y Rodrigues, K. F. (2017). Yeasts in sustainable bioethanol production: A review. *Biochemistry and Biophysics Reports*, *10*, 52-61. https://doi.org/10.1016/j.bbrep.2017.03.003

Pereira, K. N., De Oliveira, A. C. D., De Souza, H. F., Ullah, S., Nasir, U., Ali, S., y De Oliveira, C. A. F. (2025). Application of Saccharomyces cerevisiae var. boulardii for Biological

Detoxification of Chemical Contaminants in Foods: A Comprehensive Review. *Foods*, *14*(24), 4260. https://doi.org/10.3390/foods14244260

Qadir, G. (s. f.). *Yeast a magical microorganism in the wastewater treatment*.

Rahman, Z., y Singh, V. P. (2020). Bioremediation of toxic heavy metals (THMs) contaminated sites: Concepts, applications and challenges. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*(22), 27563-27581. https://doi.org/10.1007/s11356-020-08903-0

Rashid, A., Schutte, B. J., Ulery, A., Deyholos, M. K., Sanogo, S., Lehnhoff, E. A., y Beck, L. (2023). Heavy Metal Contamination in Agricultural Soil: Environmental Pollutants Affecting Crop Health. *Agronomy*, *13*(6), 1521. https://doi.org/10.3390/agronomy13061521

Saha, L., Tiwari, J., Bauddh, K., y Ma, Y. (2021). Recent Developments in Microbe–Plant-Based Bioremediation for Tackling Heavy Metal-Polluted Soils. *Frontiers in Microbiology*, *12*, 731723. https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.731723

Sales Da Silva, I. G., Gomes De Almeida, F. C., Padilha Da Rocha E Silva, N. M., Casazza, A. A., Converti, A., y Asfora Sarubbo, L. (2020). Soil Bioremediation: Overview of Technologies and Trends. *Energies*, *13*(18), 4664. https://doi.org/10.3390/en13184664

Shao, Q., Yan, S., Sun, X., Chen, H., Lu, Y., Li, S., Huang, Y., Wang, S., Zhang, M., y Li, Z. (2025). Applications of Yeasts in Heavy Metal Remediation. *Fermentation*, *11*(5), 236. https://doi.org/10.3390/fermentation11050236

Soares, E. V., y Soares, H. M. V. M. (2012). Bioremediation of industrial effluents containing heavy metals using brewing cells of Saccharomyces cerevisiae as a green technology: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, *19*(4), 1066-1083. https://doi.org/10.1007/s11356-011-0671-5

Tayang, A., y Songachan, L. S. (2021). Microbial bioremediation of heavy metals. *CURRENT SCIENCE*, *120*(6).

Tufail, M. A., Iltaf, J., Zaheer, T., Tariq, L., Amir, M. B., Fatima, R., Asbat, A., Kabeer, T., Fahad, M., Naeem, H., Shoukat, U., Noor, H., Awais, M., Umar, W., y Ayyub, M. (2022).

Recent advances in bioremediation of heavy metals and persistent organic pollutants: A review. *Science of The Total Environment*, *850*, 157961. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157961

Türker, M. (2014). *Yeast Biotechnology: Diversity and Applications*.

V. Capparelli, M., Cabrera, M., Rico, A., Lucas-Solis, O., Alvear-S, D., Vasco, S., Galarza, E., Shiguango, Lady, Pinos-Velez, V., Pérez-González, A., Espinosa, R., y M. Moulatlet, G. (2021). An Integrative Approach to Assess the Environmental Impacts of Gold Mining Contamination in the Amazon. *Toxics*, *9*(7), 149. https://doi.org/10.3390/toxics9070149

Wang, J., y Chen, C. (2006). Biosorption of heavy metals by Saccharomyces cerevisiae: A review. *Biotechnology Advances*, *24*(5), 427-451. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2006.03.001

Wang, J., y Chen, C. (2009). Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnology Advances*, *27*(2), 195-226. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.11.002

Yurkov, A. M. (2018). Yeasts of the soil – obscure but precious. *Yeast*, *35*(5), 369-378. https://doi.org/10.1002/yea.3310