



Universidad **César Vallejo**

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA  
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**Remediación de Suelos Contaminados por Mercurio. Revisión  
Sistemática 2022**

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO AMBIENTAL

**AUTORES:**

Canales Gonzales, Jhonatan (ORCID: 0000-0002-8799-9239)

Panuera Cuadros, Meritza (ORCID: 0000-0001-7728-3051)

**ASESORA:**

Mg. Cabello Torres, Rita Jackeline (ORCID: 0000-0002-9965-9678)

**LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:**

Calidad y gestión de los Recursos Naturales

LIMA – PERÚ

2022

## **Dedicatoria**

A nuestros padres, por su gran amor, su comprensión, apoyo, trabajo y sacrificio en todos estos años de nuestra vida profesional, gracias a ellos hemos logrado llegar hasta aquí, y convertirnos en personas de bien. Ha sido el orgullo y el privilegio de ser sus hijos, son los mejores padres.

A todas las personas cercanas que nos han apoyado y han hecho que el trabajo se realice con éxito en especial a aquellos que nos abrieron las puertas y compartieron sus conocimientos y experiencias.

## **Agradecimiento**

Gracias a dios por permitirme tener y disfrutar a mi familia, gracias a mi familia por apoyarme en cada decisión tomada, gracias a la vida por enseñarme a saber cómo resolver problemas diariamente y hacerme persona de bien.

No ha sido sencillo el camino hasta ahora, pero gracias a sus aportes, a su amor y apoyo he logrado llegar hasta donde estoy ahora y gracias a Dios por permitirme vivir y disfrutar de cada día.

## Índice de contenidos

Carátula	i
Dedicatoria	ii
Agradecimiento	iii
Índice de contenidos	iv
Índice de tablas	v
Índice de figuras	vi
RESUMEN	vii
ABSTRACT	viii
I. INTRODUCCIÓN	1
II.MARCO TEÓRICO	4
III. METODOLOGÍA	20
3.1. Tipo y diseño de investigación	20
3.2. Categorías, subcategorías y matriz de Operacionalización	20
3.3. Escenario de estudio	22
3.4. Participantes	22
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos, validez y confiabilidad	22
3.6. Procedimiento	23
3.7. Rigor científico	23
3.8 Métodos de análisis de la información	23
3.9 Aspectos éticos	23
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
VI. CONCLUSIONES	43
VII. RECOMENDACIONES	44
REFERENCIAS	45
ANEXOS	

## Índice de tablas

<b>Tabla 1</b>	Matriz de categorización	21
<b>Tabla 2</b>	Principales fuentes de emisiones y contaminación de Hg	26
<b>Tabla 3.</b>	Estabilización de Hg usando estrellas de mar seca y calcinada (biocarbón)	31
<b>Tabla 4.</b>	Fracciones de mercurio en distintos suelos y lixiviados antes y después de la estabilización. Wang et al (2018)	32
<b>Tabla 5.</b>	Lixiviados de Hg usando distintas soluciones extractoras Trihadiningrum et al (2019)	33
<b>Tabla 6.</b>	Características de materiales adsorbentes producidos en los últimos años	35
<b>Tabla 7.</b>	Características fisicoquímicas de suelos contaminados con Hg y remanentes de Hg después del lavado.	38
<b>Tabla 8.</b>	Resultados de la lavado de suelo con solución de tiosulfato para eliminar mercurio	39
<b>Tabla 9.</b>	Avances logrados en fitoremediacion de suelos contaminados con mercurio	41

## Índice de Figuras

<b>Figura 1.</b>	Ciclo del Hg en el ambiente. Fuente: Kumari et al., 2020	5
<b>Figura 2.</b>	Impacto ambiental causado por las diversas fuentes y sectores económicos a nivel mundial.	7
<b>Figura 3.</b>	Países que emiten Hg hacia la atmósfera contabilizados al 2015.	8
<b>Figura 4.</b>	Efecto de la dosis de estabilizador y del tiempo de estabilización.	10
<b>Figura 5.</b>	La figura muestra a) el sitio de relaves fluyendo desde el tambor mezclador de amalgama muy cerca al punto de colecta de muestra y b) pozo de colecta de relaves en Kokap, Kulon Progo Indonesia.	11
<b>Figura 6.</b>	Inmovilización de metales	12
<b>Figura 7.</b>	Sistema de vitrificación en campo.	13
<b>Fuente 8.</b>	Sistema de desorción térmica.	14
<b>Figura 9.</b>	El proceso de fitoremediación y sus interrelaciones en la comunidad de suelos y plantas.	16
<b>Figura 10.</b>	Emisiones de Hg en el planeta al 2015.	29
<b>Figura 11.</b>	Fuentes de contaminación de Hg.	30
<b>Figura 12.</b>	Disminución del mercurio contenido en el suelo a) suelo A, b) suelo S y c) Suelo T con la aplicación de material carbonoso y nanoparticulado.	34
<b>Figura 13.</b>	Niveles de suelos contaminados con mercurio antes y después de un tratamiento de desorción térmica a 100 y 300 °C, por 0.5h.	36
<b>Figura 14.</b>	Presencia de mercurio en fracciones móviles, semimóviles y no-móviles en los suelos de cada punto de muestreo.	37

## Resumen

Se ha investigado las principales fuentes y técnicas de remediación de suelos contaminados por mercurio mediante una revisión sistemática de artículos científicos. Los resultados mostraron que las principales fuentes antropogénicas son centrales eléctricas de carbón, seguida de la industria minera del oro siendo Asia y América del sur los principales emisores de este contaminante. Entre las alternativas fisicoquímicas para su remoción, destacan la estabilización in situ, reduce la disponibilidad de mercurio mediante la adición de sustancias químicas evitando la disponibilidad de los lixiviados, se usan minerales, y se calcinan desechos orgánicos para obtener biocarbones que actúan como adsorbentes, sin embargo las características fisicoquímicas de los suelos, el pH y la presencia de ciertos óxidos de azufre ayudan a formar precipitados de HgS inmovilizando al Hg. En cambio el lavado de suelos depende del efecto del pH, la concentración de la solución y proporción solución/suelo, que definen la tasa de desorción. En cambio, la fitorremediación resulta ser de bajo costo y simple, pero no se ha reconocido ninguna planta hiperacumuladora, por eso se practica con plantas transgénicas y potenciadores para mejorar la tolerancia y eficiencia de remoción.

**Palabras clave:** contaminación de suelos, mercurio, revisión sistemática, remediación

## **Abstract**

The main sources and remediation techniques for mercury-contaminated soils have been investigated through a systematic review of scientific articles. The results showed that the main anthropogenic sources are coal-fired power plants, followed by the gold mining industry, with Asia and South America being the main emitters of this pollutant. Among the physicochemical alternatives for its removal, in situ stabilization stands out, it reduces the availability of mercury through the addition of chemical substances avoiding the availability of leachate, minerals are used, and organic waste is calcined to obtain biochars that act as adsorbents, without However, the physicochemical characteristics of the soil, the pH and the presence of certain sulfur oxides help to form HgS precipitates by immobilizing Hg. On the other hand, soil washing depends on the effect of pH, solution concentration and solution/soil ratio, which define the desorption rate. In contrast, phytoremediation turns out to be low cost and simple, but no hyperaccumulating plant has been recognized, so it is practiced with transgenic plants and enhancers to improve tolerance and removal efficiency.

**Keywords:** soil contamination, mercury, systematic review, remediation



# I. INTRODUCCIÓN

La contaminación de suelos por mercurio resulta un serio problema mundial, debido a que el mercurio es uno de los elementos metálicos más dañinos para la salud humana (Huang et al. 2019). Se ha estimado 2220 toneladas emitidas al mundo por fuentes antropogénicas en la que destacan la combustión estacionaria de combustibles fósiles (24 %), la quema de carbón (21 %), la producción de cemento, la producción de hierro y acero y la producción de oro entre otros (Wang et al. 2020). Por esta razón se han planteado una serie de técnicas fisicoquímicas y biológicas que buscan remediar estos suelos contaminados. Por ejemplo la estabilización/solidificación muestra un enfoque de bajo costo y comúnmente es usado para recuperar en un tiempo moderado los suelos y sedimentos contaminados con mercurio, sin embargo, existen limitaciones que hay que enfrentar para que sea más eficiente y duradero ya que genera una elevada huella de carbono (Chen et al. 2022). Otra técnica que resulta muy adecuada es la inmovilización que recientemente ha alcanzado notoriedad para casos de remediación de suelos (Beckers et al., 2019), esta consiste en usar adsorbentes preparados a partir de minerales con propiedades de elevada área específica, o de residuos orgánicos calcinados, para lo cual se mezclan estos aditivos usados como enmiendas en los suelos logrando inmovilizar al mercurio reduciendo así, los riesgos de transporte ambiental (Hou et al., 2021); esta técnica es usualmente aplicada a suelos agrícolas contaminadas con mercurio debido a que no hay problemas de destrucción de la función suelo y más bien mejora la fertilidad, la estructura y la resiliencia del suelo (Tian et al., 2020). La vitrificación es una técnica que requiere energía térmica debido a que usa calor para llegar a transformar los suelos contaminados en vidrios, para esto se requiere aplicar una intensa energía en la superficie del suelo y formar una zona de intensa temperatura de hasta 1500 °C para lograr derretirlo fundiéndolo y formar lava, de esta manera se habrá producido el vidrio una vez enfriado (Liu et al. 2018, Gong et al. 2018).

La desorción térmica, también requiere de energía, pero en este caso se usa bajas temperaturas ya que podría anular la vida del suelo, además existen factores que pueden afectar el desempeño de la desorción térmica, entre estos se mencionan a la temperatura de calentamiento, tiempo de calentamiento, tasa de calentamiento,

gas portador, tamaño de partículas del suelo, contenido de humedad, concentración inicial de contaminantes y aditivos (Zhao et al. 2019). También se ha aplicado el lavado de suelos, en este caso se usan una serie de soluciones químicas y se requiere determinar las condiciones óptimas del pH, la concentración de las soluciones de lavado y la relación sólido/líquido, ya que estos parámetros influyen en el coeficiente de distribución y la consiguiente desorción de mercurio en el suelo y en el fraccionamiento de mercurio (Effendi et al. 2020). A pesar de los esfuerzos, la fitorremediación ha surgido como una técnica ecoamigable con el ambiente además de mantener costos muy bajos, sin embargo se requiere que las especies de plantas resistan y eliminen el agente tóxico (mercurio) del suelo durante períodos prolongados para restaurarlo dentro de un umbral de concentración aceptable para la planta, en la actualidad no se han identificado especies de plantas hiperacumuladoras de Hg y esto aumenta la dificultad de la fitorremediación del suelo con Hg (Tiodar et al. (2021).

A pesar de que existen informes o artículos sobre la remediación de suelos contaminados por mercurio, la información aún se encuentra dispersa y no se ha tomado en cuenta las tendencias para mejorar las técnicas descritas como el uso de plantas transgénicas o el interés por investigar cómo se transporta el mercurio en la planta lo cual causa su estrés, para mejorarla, o del mismo modo, como actúan las propiedades fisicoquímicas del suelo cuando se usan las distintas técnicas, ya que podrían afectar el proceso y debilitar las características funcionales del suelo. Esta investigación ha buscado responder esta inquietudes y se ha justificado teóricamente por los enfoques y conceptos que han surgido actualmente en la búsqueda de aplicaciones armoniosas con las propiedades del suelo y de la vida que habita en ella, o en el planteamiento de enfoques alternativos ecoamigables, asimismo se justifica ambientalmente, porque se evalúa las limitaciones y eficiencias del uso de cada técnica destacando aquellas de tipo sostenible, finalmente presenta una justificación económica basada en las características de los insumos y del proceso que diferencia procesos más costoso que otros teniendo en cuenta su impacto en la vida del suelos y del entorno.

Ante esta situación surge la pregunta general:

**PG:** ¿Cuál es el estado de la remediación de Suelos Contaminados por Mercurio?

Y las preguntas específicas siguientes:

**PE1:** ¿Cuáles son las fuentes de contaminación de suelos con Hg?

**PE2:** ¿Cuáles son las técnicas fisicoquímicas usadas para la remediación de suelos contaminados con Hg?

**PE2:** ¿Cuáles son las técnicas biológicas usadas para la remediación de suelos contaminados con Hg?

Se ha planteado el siguiente objetivo general

**OG:** Evaluar el estado de la remediación de Suelos Contaminados por Mercurio

**OE1:** Analizar las fuentes de contaminación de suelos con Hg

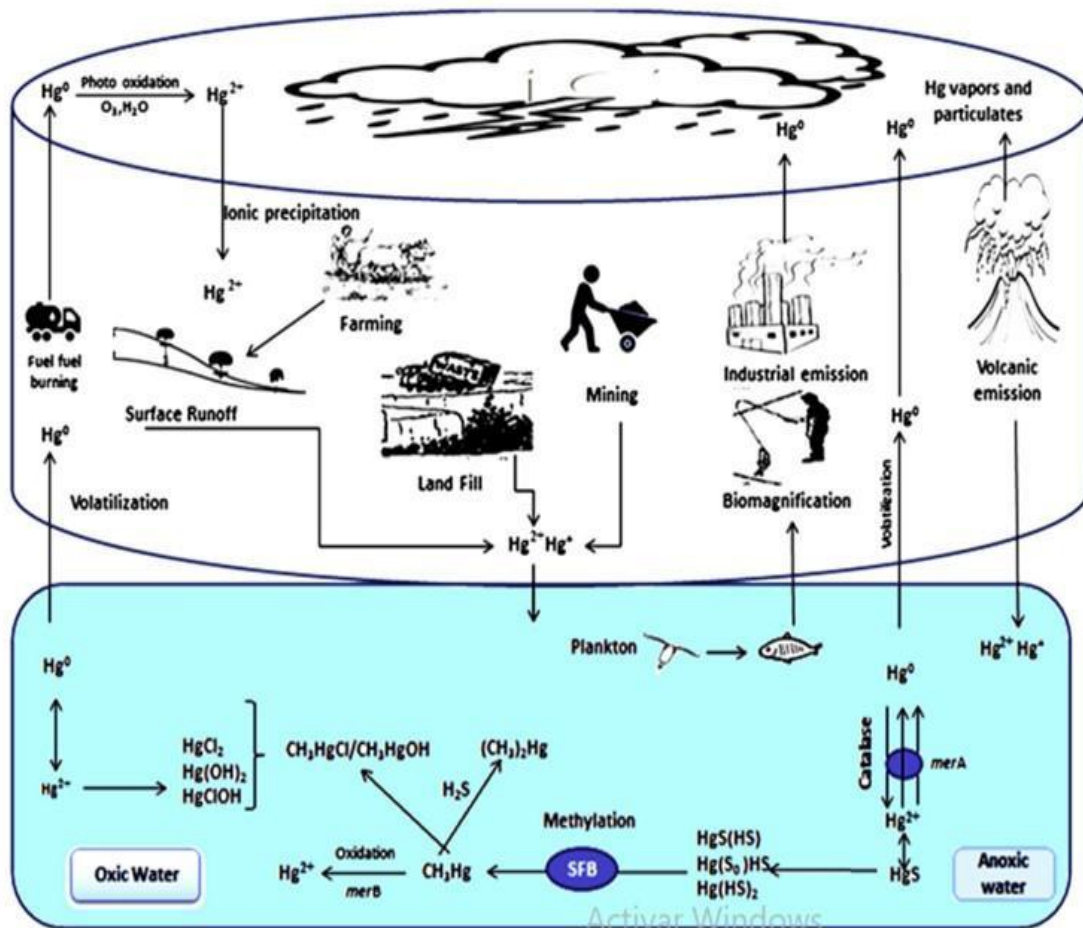
**OE2:** Analizar las técnicas fisicoquímicas usadas para la remediación de suelos contaminados con H

**OE2:** Analizar las técnicas biológicas usadas para la remediación de suelos contaminados con Hg

## II. MARCO TEÓRICO

El mercurio (Hg), un contaminante global, se encuentra entre los metales más venenosos que afectan negativamente la salud del hombre y el ambiente circundante. La contaminación global por mercurio ha progresado enormemente en la atmósfera debido a las actividades mineras e industriales en lugares que tienen sedimentos y suelos (Kumari et al., 2020). El Hg es uno de los principales contaminantes en nuestro medio ambiente, categorizado en medio de ese tipo de toxinas bioacumulativas que permanecen en la atmósfera durante un período prolongado de hasta 0.5 a 2 años (Varjani et al., 2018). Este contaminante de manera natural erupciona desde una fuente volcánica y existe principalmente en la forma de cinabrio (HgS), de óxidos de Hg, sulfatos o en su forma elemental, existe en las tres valencias principales que son Hg<sup>0</sup>, Hg<sup>2+</sup> y Hg mercurioso (Hg<sup>2+2</sup>) (Kumari et al., 2020); en el caso de un Hg<sup>0</sup>, se vuelve a evaporar a la atmósfera y comienza de nuevo un nuevo ciclo, pero en el caso de la formación de metil Hg, se acumula en la cadena trófica del agua e inicia su movilidad con elevada velocidad hacia el nivel trófico superior logrando su biomagnificación (Harding et al., 2018). Muchas especies de Hg que existen en el medio ambiente tienen diferentes propiedades y toxicidad para los organismos vivos.

Kumar explica el ciclo del Hg de manera natural y de fuentes antropogénicas (Figura1).



**Figura 1.** Ciclo del Hg en el ambiente. Fuente: Kumari et al., 2020

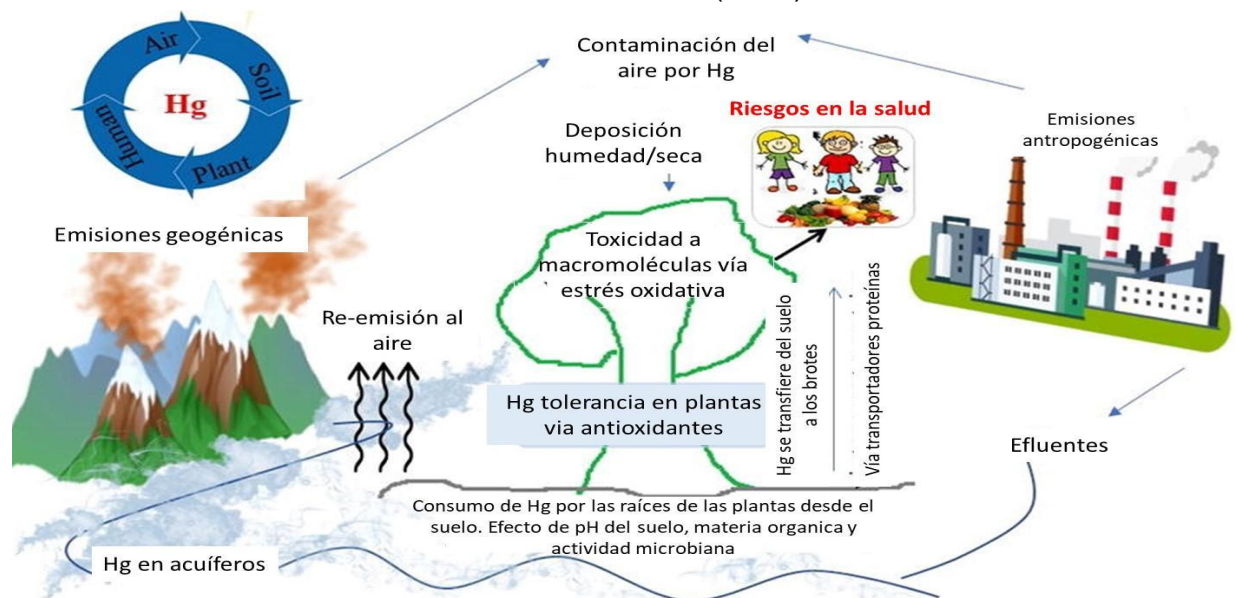
**El Convenio de Minamata.** El Convenio de Minamata sobre el Mercurio establece pautas para limitar la exposición humana a este tóxico ambiental (Potera 2019). El mercurio está registrada por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2018), dentro de los productos químicos de gran preocupación en la salud pública, viaja grandes distancias en la atmósfera como mercurio elemental gaseoso ( $\text{Hg}^0$ ) y se deposita en los ecosistemas acuáticos y terrestres como especies de mercurio oxidado ( $\text{Hg}^{2+}$ ) y unido a partículas ( $\text{HgP}$ ) mediante la deposición seca y húmeda, este mercurio está sujeto a la metilación microbiana y la producción de monometilmercurio altamente tóxico en la columna de agua, los sedimentos superficiales y los humedales, que luego pueden biomagnificarse a través de las redes alimentarias y los humanos están expuestos principalmente a MMHg a través

del consumo de productos pesqueros (Kwon et al. 2020). El Convenio de Minamata sobre el Mercurio, con su objetivo de proteger la salud del hombre y del medio ambiente de los peligros del mercurio (Hg), entró en vigor en 2017; el Convenio describe un enfoque de ciclo de vida para la producción, uso, emisiones, liberaciones, manipulación, y eliminación de Hg; apoyo, sensibilización y educación; y mide impactos y efectividad (Keane et al 2018). En el caso de Perú, la ratificación del Convenio de Minamata sobre el Mercurio ha llevado al establecimiento de normas peruanas que limitan las concentraciones de mercurio en el aire a 2000 ng/m<sup>3</sup> durante un período de medición de 24 horas. Como resultado, se mapearon tres comunidades en Madre de Dios, Perú durante octubre de 2017 para determinar las concentraciones de vapor de Hg<sup>0</sup> en el aire. La localidad de Tres Islas exhibió concentraciones de Hg<sup>0</sup> menores a 200 ng/m<sup>3</sup> (Moody et al. 2020)

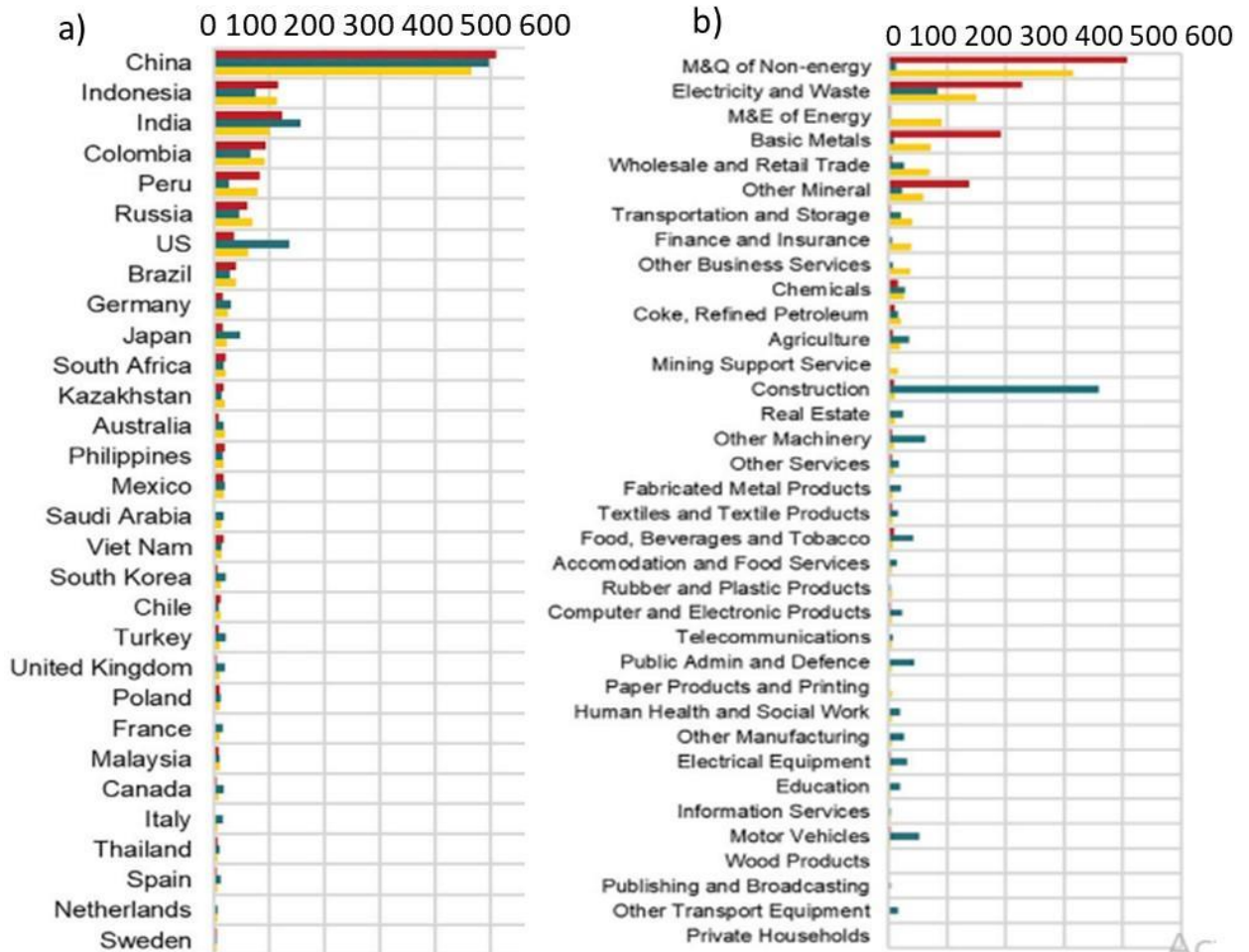
El mercurio (Hg) es un elemento natural clasificado en la tabla periódica y presente en la corteza terrestre. Puede ser dañino para la salud humana cuando se libera en grandes cantidades y/o se convierte en el neurotóxico metilmercurio en los ecosistemas acuáticos. (Street et al. 2018). Los resultados muestran que China, Indonesia e India son los principales proveedores primarios que causan emisiones globales de Hg atmosférico. Los principales sectores y las rutas críticas de la cadena de suministro se relacionan a la extracción de recursos y también la generación de energía (Qi et al. 2019). En 1989, las dos principales fuentes de emisiones de mercurio a la atmósfera en los EE. UU. eran las centrales eléctricas de carbón (80 toneladas de Hg) y las centrales eléctricas de conversión de residuos en energía (82 toneladas de Hg). (Bourtsalas & Themelis 2019). La industria de la energía es actualmente la segunda mayor fuente antropogénica de contaminación por mercurio en todo el mundo y, en muchos países, es, con mucho, la mayor fuente antropogénica de emisiones de mercurio (Charvát, et al. 2020). Las emisiones de mercurio se pueden rastrear hasta casi toda la cadena de valor de la industria energética (Charvát, et al. 2020). No obstante el mercurio en la amalgama dental es una fuente oculta de contaminación mundial por mercurio, que resulta del desvío ilegal de mercurio dental hacia el sector de la minería de oro artesanal y en pequeña escala, hacia las emisiones de los crematorios de los difuntos y los lodos de depuradora que se venden a los agricultores (Vazquez and Grube 2019). Estas

importantes fuentes de mercurio dan como resultado la contaminación del aire, el agua y los alimentos que, en consecuencia, tienen un impacto negativo en la salud humana (Vazquez and Grube 2019). En general, encontramos que las emisiones y concentraciones globales de Hg han aumentado ligeramente en este período, ya que las disminuciones de la eliminación del uso comercial de Hg en el mundo desarrollado han sido más que compensadas por aumentos en las actividades relacionadas con Hg en los países industrializados del mundo. (Street et al. 2018). En las cadenas de suministro globales, Rusia, Brasil, Sudáfrica, Kazajistán, Australia y Chile son más importantes como proveedores primarios que como emisores directos y consumidores finales; mientras que Rusia es un importante proveedor de recursos en el mundo con emisiones atmosféricas de Hg de 69 toneladas en 2015, seguido de Brasil, Sudáfrica y Kazajistán con emisiones entre 30 y 45 %, por consumo y Australia como exportado de minerales y menas metálicas marco 8 toneladas de emisiones de Hg al ambiente y Chile con 9 toneladas (Qi et al. 2019). Las emisiones antropogénicas totales de mercurio en 2014 en los EE. UU. fueron 51,4 t. (Bourtsalas & Themelis 2019). Todas estas emisiones afectan al ambiente, al agua y al suelo con efectos sobre la biota y la salud humana, Shahid et al. (2020), muestra el impacto ambiental de las emisiones mundiales

**Figura 2.** Impacto ambiental causado por las diversas fuentes y sectores económicos a nivel mundial. Fuente. Shahid et al. (2020).



De otro lado, la figura 3, muestra a los principales países del mundo y las principales fuentes, M&Q correspondiente a la minería y explotación de canteras y M&E a minería y extracción.



**Figura 3.** Países que emiten Hg hacia la atmósfera contabilizados al 2015. Fuente: Qi et al (2019).

**Estabilización/solidificación.** Los suelos contaminados tienen impactos negativos en la salud humana y el medio ambiente en muchos países, la estabilización/solidificación es un enfoque rentable y de tiempo ampliamente utilizado en la remediación de suelos y sedimentos contaminados, pero, existen dos limitaciones principales, la primera es la alta huella de carbono y la segunda es la baja compatibilidad, así que se investigan diversas estrategias de remediación

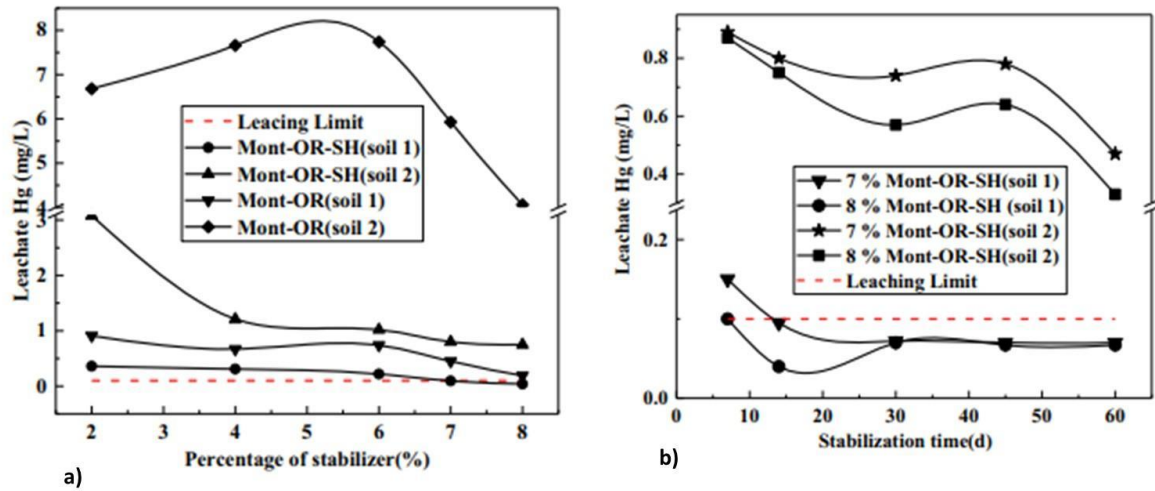


ecológica a través del biocarbón derivado de desechos, es un material rico en carbono, poroso y de grano fino que tiene una alta capacidad de absorción de elementos potencialmente tóxicos (Chen et al. 2022). Este método se ha usado para controlar las emisiones de la actividad tradicional de extracción de oro que es una de las fuentes de contaminación por mercurio. Rachman et al. (2018) trató una concentración total de mercurio de los estanques de relaves en Kulon Progo osciló entre 164,49 mg/kg y 383,21 mg/kg, en Indonesia mediante la estabilización/solidificación (S/S) usando la mezcla de relaves con cenizas volantes en el proceso con proporciones de 100/0, 90/10, 80/20, 70/30, 60/40, 50/50, 40/60, 30/70, 20/80 y 10/90, con resultados óptimos con una relación de cenizas volantes: relaves de 10/90, con prueba de compresión de 74 ton/m<sup>2</sup> y prueba TCLP de 0.0069 mg/L.

Moon et al. (2022) trató suelos de huertos contaminados con mercurio situados cerca de minas abandonadas en Corea, usaron dos tipos de estrellas de mar, *Asterias amurensis* (ASF) y *Asterina pectinifera* (PSF), como materiales estabilizadores para remediar y la inmovilización de Hg de las formas calcinadas (CASF y CPSF), para ello, evaluó el efecto de la reducción del tamaño de partícula sobre la inmovilización de Hg para el tratamiento con ASF, aplicaron dosis totales de menos del 10% en peso de ASF y PSF y menos del 5% en peso de CASF y CPSF al suelo contaminado con Hg, luego del tratamiento y curado durante 28 días, se evaluó la eficacia del proceso de estabilización mediante pruebas de extracción con HCl 1N, lograron estabilizar mediante la disminución de la lixiviación de Hg con dosis crecientes de ASF, PSF, CASF y CPSF, pero fue el ASF superior a los demás tratamientos, redujo el 79 % en la lixiviación de Hg para los tratamientos con ASF al 10 % en peso; mientras que la eficacia de inmovilización de Hg exhibió el siguiente orden creciente: PSF (malla -#10) < ASF (malla -#10) < CPSF (malla -#10) < ASF (malla -#20) < CASF (malla -#10). Wang et al. (2019) usó montmorillonita funcionalizada con tiol modificada por surfactante orgánico (Mont-OR-SH) para estabilizar suelos contaminados con diferentes concentraciones de mercurio; para esto, mezclaron los suelos contaminados con Mont-OR y Mont-OR-SH en diferentes dosis, investigaron el efecto del tiempo de estabilización para dosis en peso del 7 % y del 8 % y a distintos pH, para analizar el Hg usaron un procedimiento de extracción secuencial y un procedimiento de lixiviación por

toxicidad para evaluar el desempeño de la remediación, logrando una estabilización superior al 90% con Mont-OR-SH. (Wang et al 2019). La figura 4 muestra la distribución de las lixiviaciones logradas con distintas dosis del adsorbente y del tiempo de estabilización, como se observa a mayor dosis se logra una menor lixiviación del mercurio es decir una mayor estabilización y cuanto más pase el tiempo de la muestra en el adsorbente es decir a mayor tiempo, también la lixiviación disminuye y se observa una estabilización del mercurio en el suelo.

**Figura 4.** Efecto de la dosis de estabilizador y del tiempo de estabilización. Fuente: Wang et al 2018.



Como se sabe, el Hg ha sido usado para amalgamar el oro, Trihadiningrum et al. (2019), estudio la aplicación de azufre y el sulfuro en la estabilización del mercurio y probó distintas dosis y composición de especies de mercurio en relaves mineros de oro en indonesia (figura 5), para ello efectuó la prueba de lixiviación característica de toxicidad (TCLP), demostró la presencia dominantes de Hg<sup>0</sup> elemental en los relaves, presentes entre 30 a 90 cm de profundidad con porcentajes de peso del 74,7% a 76,5%, mientras que la forma iónica Hg<sup>2+</sup> fue menor y oscilo entre 23.5% y 28,4%; asimismo mostro que adiciones de polvo de azufre y solución de Na<sub>2</sub>S produjeron HgS negro; sin embargo señalaron que el S es mucho mejor estabilizador que el sulfuros en los relaves.

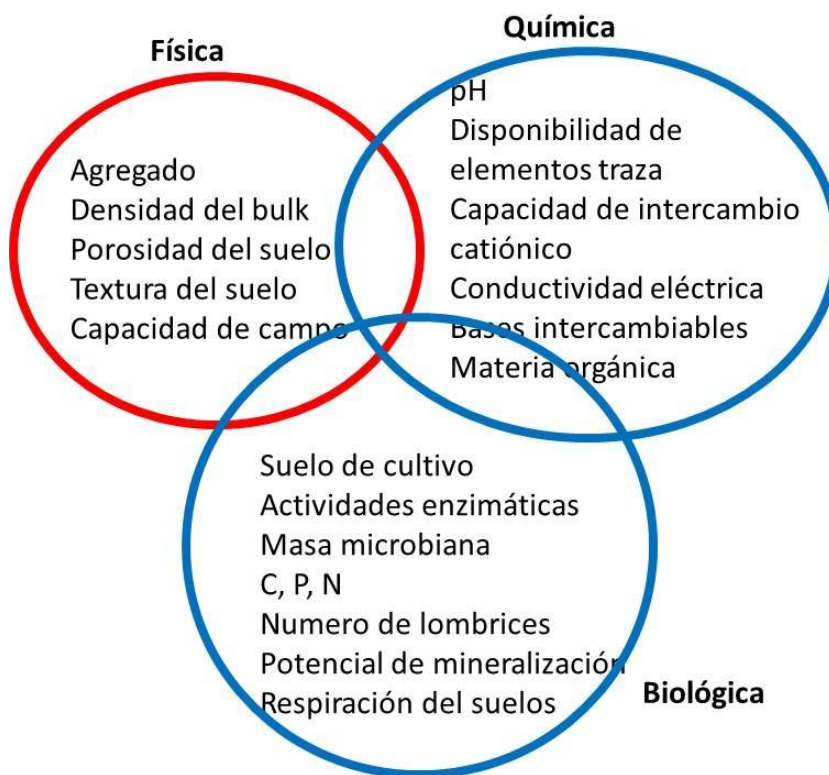


**Figura 5.** La figura muestra a) el sitio de relaves fluyendo desde el tambor mezclador de amalgama muy cerca al punto de colecta de muestra y b) pozo de colecta de relaves en Kokap, Kulon Progo Indonesia. Fuente: Trihadiningrum et al. (2019).

En los últimos años, la enmienda del suelo en la **inmovilización** ha generado especial atención para la remediación del suelo contaminado con Hg (Beckers et al., 2019), ya que se mezclan aditivos con el suelo para inmovilizar a los contaminantes y reducir así, los riesgos de migración al entorno (Hou et al., 2021); ha sido aplicada a suelos agrícolas contaminadas con Hg porque no destruye la función suelo y más bien mejora la fertilidad, la estructura y la resiliencia del suelo (Tian et al., 2020). Shen et al. (2021) **inmovilizó** mercurio presente en el suelo usando biocarbón de cáscara de arroz y prevenir la erosión, para ello pirolizo a 300, 500 y 700 °C y obtuvo partículas del tamaño de 20, < 2 y < 0,15 mm, también uso arena arcillosa para simular un suelo y la contaminó con Hg (20.2 mg/kg) para luego simular una lluvia equivalente a 7 años de lluvias intensas en Beijing, como resultado disminuyó las escorrentías entre 43,5–77,2 % comparado con el suelo original (20,2 mg/kg) y logro una baja disponibilidad del metal ya que el Hg se enriqueció en los sedimentos (39,7–46,8 mg/kg).

**Técnicas de inmovilización.** Las técnicas de inmovilización, que dan como resultado la estabilización de elementos traza, tiene un riesgo reducido de

propagación de la contaminación cuando es in situ y a menudo se usan enmiendas orgánicas e inorgánicas para reducir la movilidad y toxicidad de los metales en los suelos, la finalidad de estas enmiendas inmovilizadoras es alterar las fases metálicas originales es decir las fracciones biodisponibles y transformarlas a fases geoquímicamente estables debido a la formación de minerales metálicos estables incluyendo precipitados mediante mecanismos combinados de adsorción, complicación y precipitación (Lwin et al. 2018). La interrelación de las disciplinas se presenta en la figura 6.



**Figura**

**6.**

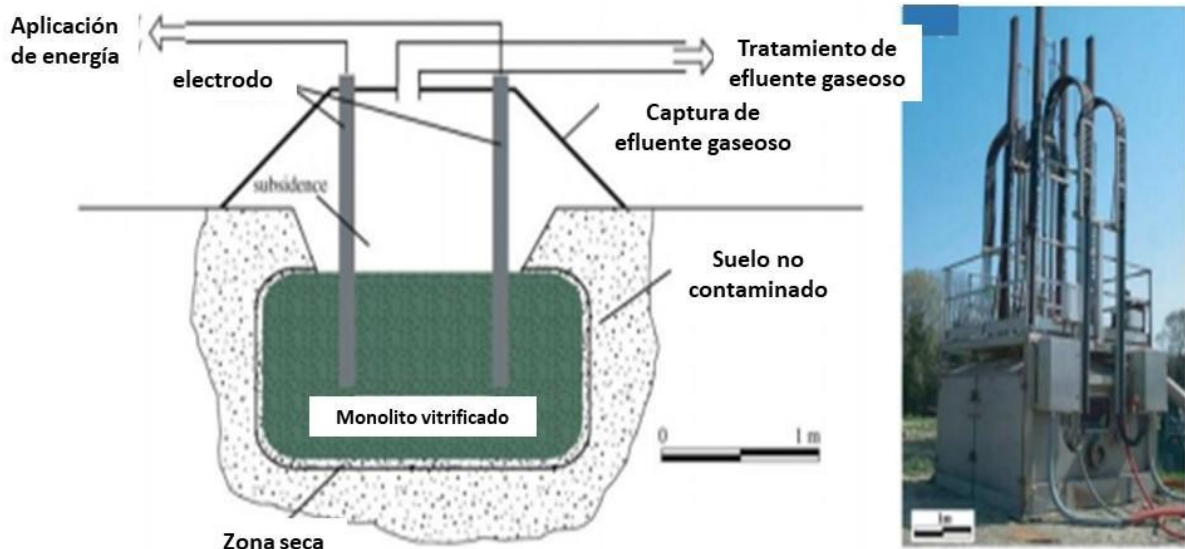
Inmovilizacion de metales Fuente: Lwin et al. 2018

**Vitrificación.** Es una técnica que requiere energía térmica que usa calor para la transformación de suelos contaminados en forma de sólidos parecidos al vidrio, en este caso se usa una intensa energía sobre el suelo formando un área de elevada temperatura que puede alcanzar 1500 °C derritiéndose en forma de lava fundida convirtiéndose en vidrio cuando se enfría, de esta forma se puede encapsular en

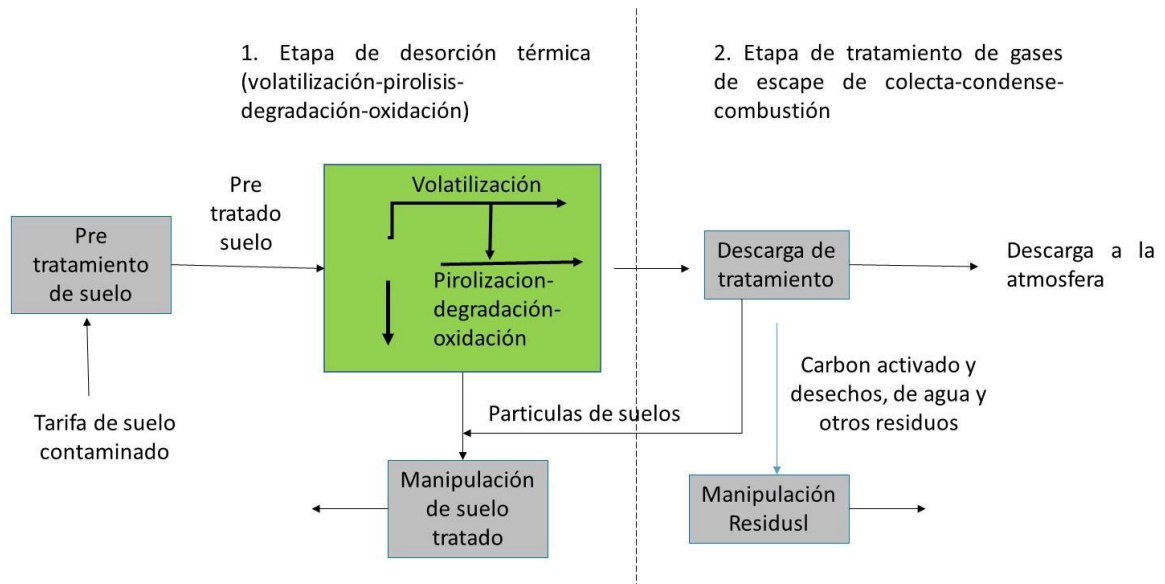
esta matriz vítrea destruyéndose a la vez los contaminantes orgánicos esta estructura duradera e indestructible que no lixivia, se presenta la vitrificación eléctrica con altos voltajes a electrodos de grafito insertados en el sitio contaminado, también la vitrificación térmica causada por el calor externa para irradiar microondas o gas natural para calentar un rotor conteniendo tierra contaminada, y finalmente la vitrificación por plasma de gas inducido por descarga eléctrica, peor es destructiva y el suelos deja de soportar usos agrícolas (Liu et al. 2018, Gong et al. 2018).

**Figura 7.** Sistema de vitrificación en campo. Fuente: Gong, Zhao, & Wang (2018).

**Desorción térmica.** Existen factores que afectan el desempeño de la desorción



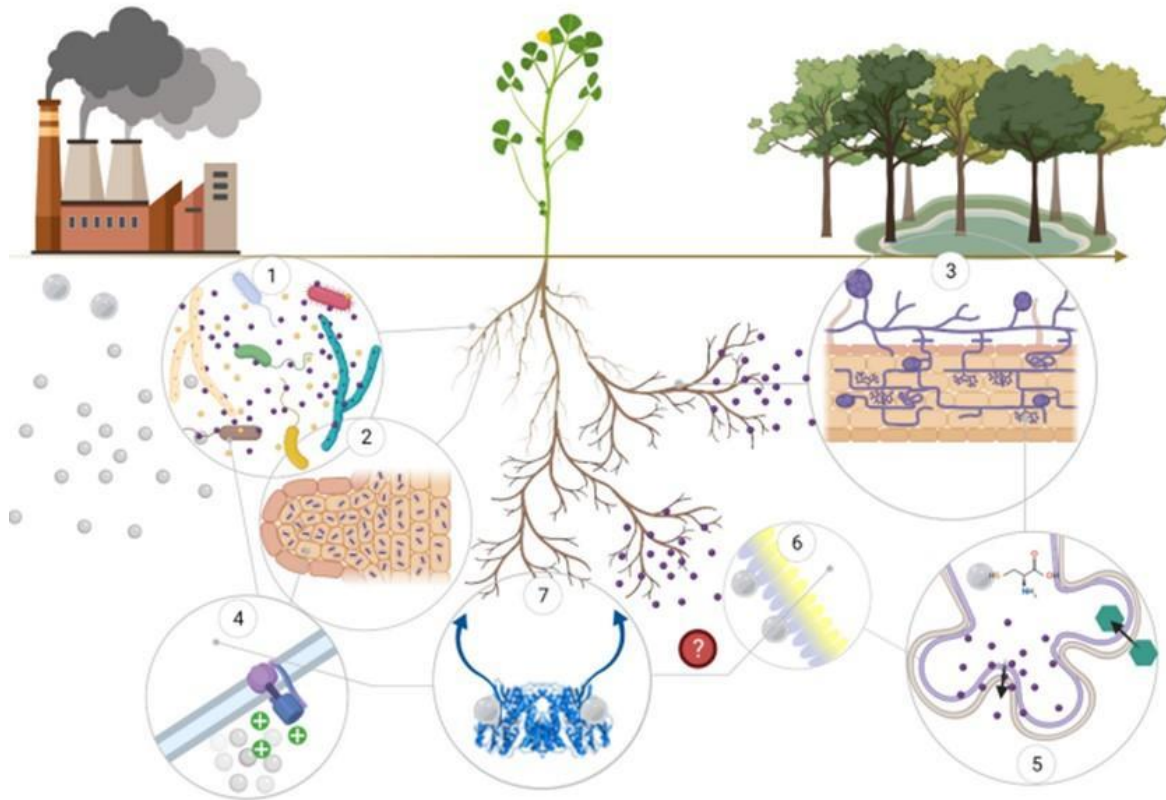
térmica (temperatura de calentamiento, tiempo de calentamiento, tasa de calentamiento, gas portador, tamaño de partículas del suelo, contenido de humedad, concentración inicial de contaminantes y aditivos). La desorción térmica produce gases de escape, que son en su mayoría compuestos orgánicos y pueden provocar una contaminación secundaria (Zhao et al. 2019). El sistema es mostrado en la figura 8.



**Fuente 8:** Sistema de desorción térmica (Zhao et al. 2019).

**Lavado de suelos.** Effendi et al. (2020), evaluó el suelo contaminado con mercurio en Lebak, provincia de Banten afectado por la minería de oro artesanal y de pequeña escala en Indonesia, por el proceso de amalgamación con un contenido de Hg de hasta 136,9 mg/kg, aplicaron el lavado de suelos y determinaron las condiciones óptimas mediante el efecto del pH, la concentración de las soluciones de lavado y la relación sólido/líquido, el coeficiente de distribución, desorción de mercurio en el suelo y fraccionamiento de mercurio en el suelo, probaron una solución del yoduro de potasio 0.25 M con una condición óptima a pH 2, con una relación sólido/líquido de 1:15, logrando una eficiencia de desorción de mercurio alcanzó el 86,9% con el valor del coeficiente de distribución de 0,185 y fracciones móviles (84%) > semimóviles (97%) > no móviles (25%). Han et al. (2019), usaron tiosulfato de sodio para remediar el suelo contaminado con mercurio cerca de una planta química de China, probaron los efectos de la relación sólido-reactivo, temperatura de extracción e indicaron que más del 90% del mercurio soluble y reducible en ácido débil fue extraída con la solución de tiosulfato. Cuando se remueve ligeramente con peróxido de hidrógeno así el tiosulfato es un lixiviante complejante.

**Fitoremediación.** Tiodar et al. (2021), La fitorremediación de mercurio requiere que las especies de plantas puedan resistir y eliminar el agente tóxico de los sustratos durante períodos prolongados para restaurar la concentración del metal a un umbral aceptable. Actualmente, todavía no hay especies de plantas identificadas como hiperacumuladoras de Hg, lo que aumenta la dificultad de la fitorremediación del suelo con Hg. La aplicación de compuestos químicos a los suelos para reducir o aumentar la movilidad del Hg es costosa, inadecuada para grandes áreas y volúmenes de suelos contaminados y potencialmente dañina para el ecosistema. Una estrategia prometedora para superar estos problemas implica la utilización de las complejas interacciones entre las plantas y su rizosfera asociada y/o microorganismos endófitos (bacterias u hongos) (Figura 9). Transición de sitios contaminados con Hg hacia paisajes recuperados, explotando mecanismos de resistencia microbiana en asociación con plantas (1) Bacterias y hongos de la rizosfera que proporcionan minerales (N, P, K, Fe), moléculas promotoras del crecimiento (hormonas, enzimas) y moléculas movilizadoras de Hg (ácidos orgánicos, aminoácidos, compuestos fenólicos) a las células de la raíz; (2) Rhizobia durante la nodulación, proporcionando N a las células de la raíz de la planta, mediante la fijación de N<sub>2</sub> atmosférico; (3) Arquitectura radicular extendida con tejidos colonizados por hongos micorrízicos arbusculares; (4) movilización de Hg por protonación de H<sup>+</sup>-ATPasa; (5) interfaz hongo micorrizal arbuscular-planta: los minerales (púrpura) son recibidos por la célula vegetal, mientras que los carbohidratos (verde) se transfieren a la célula fúngica donde el Hg se queda en proteínas ricas en cisteína; (6) monocapa de hidrofobina que envuelve la pared celular fúngica, secuestrando iones de Hg; (7) Volatilización reductora de Hg iónico por bacterias y reductasa mercúrica citosólica putativamente fúngica (Ver figura 9).



**Figura 9.** El proceso de fitorremediación y sus interrelaciones en la comunidad de suelos y plantas. Fuente: Tiodar et al. (2021)

Liu et al. (2020) menciona que la **fitorremediación** de suelos contaminados con Hg busca un hiperacumulador; existen varias especies de plantas con un factor de acumulación o translocación de Hg, el factor de translocación (TF) es superior a 1,0 para algunas especies de plantas, sin embargo, el factor de bioacumulación (BAF) es superior a 1,0 solo para *Axonopus compressus* (grama brasileña), pero las especies de plantas, las propiedades del suelo, las condiciones climáticas y la biodisponibilidad y heterogeneidad del Hg en los suelos son los principales factores que afectan la fitorremediación también se pueden usar fertilizantes de yoduro de potasio, compost, sulfato de amonio, tiosulfato de amonio, sulfato de sodio, tiosulfato de sodio, ácido clorhídrico y azufre para promover la absorción de Hg por las plantas que pueden ser de tipos de genes transgénicos y se usa promotores para acumular y transferir Hg que pueden acumular más Hg que lo normal. asimismo la composición de los microorganismos de la rizósfera de las plantas de remediación y el efecto de los microorganismos de la rizósfera en la fitorremediación de suelos



contaminados con Hg pueden aumentar la movilidad del Hg en los suelos y son beneficiosos para la fitorremediación.

Liu et al., (2018b) el presente estudio investigó la remediación de suelos contaminados con mercurio utilizando *Oxalis corniculata* L. (acederilla) combinado con varios potenciadores (tiosulfato de sodio, tiosulfato de amonio, ácido etilendiaminotetraacético y ácido dietilentriaminopentaacético). El experimento se realizó utilizando plántulas de *Oxalis corniculata* plantadas en macetas que contenían suelos cargados de mercurio. Las investigaciones incluyeron el análisis de las propiedades del suelo, las condiciones de crecimiento de las plantas, la capacidad de las plantas para acumular y extraer mercurio y la distribución de microorganismos en la rizósfera. La concentración más elevada de mercurio acumulada por las partes aéreas o brotes de la planta y la relación entre el mercurio y la translocación de la especie *Oxalis corniculata* que fue tratada con distintos potenciadores logro aumentar comparada con la de control. En comparación con ningún potenciador, la reducción teórica durante el periodo de fitorremediación oscilo del 50 al 20% cuando la planta fue tratada con sulfito de Sodio ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ), tiosulfato de amonio ( $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_3$ ), ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) y ácido dietilentriaminopentaacético (DTPA), respectivamente. Los resultados indicaron que las especies dominantes en los suelos de la rizosfera variaron con diferentes potenciadores. Sin embargo, la uniformidad de los suelos de fondo, suelos de rizosfera de *Oxalis corniculata*, *Oxalis corniculata* tratados con estos potenciadores  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ,  $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_3$ , incluyendo EDTA y DTPA no fue muy diferente en 0,62, 0,61, 0,57, 0,64, 0,61 y 0,63, respectivamente. Estos hallazgos demuestran que *Oxalis corniculata* tratada con  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$  tiene el potencial de recuperar y regenerar suelos contaminados con mercurio en macetas.

Li et al., (2019b), La influencia de la modificación del azufre elemental ( $\text{S}(0)$ ) en la acumulación de metilmercurio (MeHg) en el arroz y la forma química del Hg en la rizósfera se investigaron en condiciones de inundación en suelo contaminado con Hg (la mayoría del Hg (~70 %) en formas similares al  $\text{HgS}$ ). Diferentes niveles de adición de  $\text{S}(0)$  aumentaron la acumulación de MeHg en el arroz. Después de un análisis de extracción secuencial de las formas químicas de Hg en la rizosfera, los resultados mostraron que la adición de  $\text{S}(0)$  aumentó el Hg orgánico unido y

disminuyó el Hg residual en los suelos. Un Hg LIII XANES mostró además que la adición de S(0) aumentó la proporción de Hg en forma de RS-Hg-SR y disminuyó la proporción de Hg en forma de HgS, lo que indica que la entrada de S(0) puede reactivar el no Hg biodisponible en la rizosfera y mejorar la metilación neta de Hg. Estos hallazgos sugieren que la aplicación de fertilizantes S en suelos de arroz contaminados con Hg puede aumentar la concentración de MeHg en las partes comestibles de los cultivos, lo que puede conducir a más problemas potenciales de salud en los seres humanos según el tipo de cultivo. Sin embargo, nuestro estudio también sugiere que la adición de S(0) podría ser una medida eficaz para movilizar el Hg insoluble y acelerar el proceso de fitorremediación en suelos de arroz contaminados con Hg.

Li et al., (2019<sup>a</sup>) Se llevó a cabo un experimento de invernadero para investigar una técnica mejorada de fitorremediación para relaves mineros contaminados con múltiples metales por *Solanum nigrum* L. (tomatillo) y el uso de biocarbón/atapulgita como enmiendas del suelo. El 10 % de atapulgita (MA 2 ) y el 10 % de biocarbón (MB 2 ) se recomendaron como las proporciones químicas óptimas para los materiales de enmienda. La longitud de la planta y el peso fresco en los tratamientos aplicados con MA 2 /MB 2 fueron significativamente más altos que en el tratamiento no modificado, lo que indica que las modificaciones de MA 2 y MB 2 podrían aliviar la fitotoxicidad de los metales. La absorción de metal en las hojas de las plantas fue menor con la aplicación de MA 2 y MB 2 que con el tratamiento no modificado. Sin embargo, la absorción de metales en las raíces de las plantas aumentó significativamente con la aplicación de MA 2 y MB 2 a partir del quinto mes, lo que sugiere que MA 2 y MB 2 tuvieron una mejora significativa en la estabilización de metales. La variación temporal de la translocación de metales en el sistema suelo-planta mostró que la función de MA 2 y MB 2 alcanzó la meseta casi en el séptimo mes. Las tasas de remoción de metales fueron mayores luego de la aplicación de MA 2 que MB 2 , y en el siguiente orden: Cu (39.6%)> Zn (35.0%)> Cd (34.1%)> Hg (32.1%)> Pb (31.8 %) > Mn (19,1%). El efecto sinérgico entre *S. nigrum* L. y MA 2 /MB 2 pareció ser particularmente efectivo en términos de fitoestabilización de metales, y MA 2 fue superior a MB 2.

Sun et al., (2018), El mercurio (Hg) es un metal pesado altamente biotóxico que contamina el medio ambiente. La fitorremediación es una tecnología verde para la remediación ambiental y se utiliza para limpiar suelos contaminados con Hg en los últimos años. En este estudio, aislamos un gen transportador de cassette de unión a ATP (ABC) PtABCC1 de *Populus trichocarpa* y lo sobreexpresamos en *Arabidopsis* y álamo. Las plantas transgénicas conferían una mayor tolerancia al Hg que las plantas de tipo salvaje (WT), y la sobreexpresión de PtABCC1 podría provocar un aumento del 26-72 % o del 7-160 % en la acumulación de Hg en plantas de *Arabidopsis* o álamo, respectivamente. Estos resultados demostraron que PtABCC1 desempeña un papel crucial en la mejora de la tolerancia y la acumulación de Hg en las plantas, lo que proporciona una vía prometedora para la fitorremediación de la contaminación por Hg.

## **III.MÉTODO**

### **3.1. Tipo y diseño de investigación.**

Este estudio corresponde a un enfoque cualitativo y está basado en la revisión de literatura y de su análisis correspondiente, esta información se ha recopilado a través de los 5 últimos años lo cual indica una investigación longitudinal, además es aplicada porque se basa en la revisión de experimentos (Pandey and Pandey, 2015).

Además se enmarca dentro de una investigación aplicada, debido a que se basa en la aplicación de los principios fundamentales, uso de metodologías, protocolos y tecnologías para brindar solución a una necesidad específica (Concytec, 2018), el desarrollo de la investigación se efectuó de forma sistemática, de tal manera que se organizaron fichas en las que se recogió la información correspondiente de los procesos y resultados investigados (Concytec, 2018) y también correspondió a un diseño cualitativo narrativo de tópicos.

Se han revisado artículos de revistas de alto impacto indexadas en la base de datos Scopus y Sciencedirect, todas relacionadas con la remediación de suelos contaminados con mercurio y también usando palabras claves específicas relacionadas con la matriz de la investigación. La búsqueda ha seguido como criterios de inclusión, el idioma inglés, los últimos 5 años.

### **3.2. Categorías, Subcategorías y matriz de categorización**

La tabla 1 muestra la matriz de consistencia planificada en esta investigación:

**Tabla 1.** Matriz de categorización

<b>PROBLEMA</b>	<b>OBJETIVOS</b>	<b>CATEGORIAS</b>	<b>SUBCATEGORIAS</b>	<b>Referencias</b>
¿Cuáles son las fuentes de contaminación de suelos con Hg?	Analizar las fuentes de contaminación de suelos con Hg	Fuentes de contaminación	en vertederos, minería y la metalurgia, instalaciones militares, sitios de impregnación de madera/silvicultura)	<i>Teng et al. 2020.</i>
¿Cuáles son las técnicas fisicoquímicas usadas para la remediación de suelos contaminados con Hg?	Analizar las técnicas fisicoquímicas usadas para la remediación de suelos contaminados con H	Técnicas fisicoquímicas	Estabilización/solidificación , inmovilización, vitrificación, desorción térmica, Lavado de suelos,	Wang,et al 2020. <i>O'Connor et al. 2018</i>
¿Cuáles son las técnicas biológicas usadas para la remediación de suelos contaminados con Hg?	Analizar las técnicas biológicas usadas para la remediación de suelos contaminados con Hg	Técnicas biológicas	Fitoremediación, fitoremediación con aplicación de ingeniería genética	<i>Huang, et al. 2019</i>

### **3.3. Escenario de estudio**

Esta investigación no cuenta con un sitio físico, ni elementos materiales sino es de tipo virtual, el capital humano corresponde exclusivamente a los autores y asesor y los autores de los artículos científicos revisados correspondientes a revistas indexadas pertenecientes a distintas bases de datos como SCOPUS y Web of Sciences. A continuación, se presenta el escenario virtual de estudio:

### **3.4. Participantes**

La investigación comprendió la revisión de la base de datos de Scopus, y Web o Science, de manera virtual en la biblioteca de la UCV y se ha recopilado artículos sobre la remediación de suelos contaminados por mercurio.

### **3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos**

Primero se planteó la matriz de categorización con 3 categorías básicas que correspondieron a las fuentes de emisión de mercurio en el mundo para conocer puntualmente aquellas que causan este problema de la contaminación del suelo, en segundo lugar, se buscó información sobre las técnicas físicas y químicas más relevantes, y finalmente las técnicas de fitorremediación que se vienen aplicando con relativo éxito, todo esto se hizo con un exhaustivo análisis documental o de narración de tópicos (Domínguez, 2016, p. 15), la narración de acuerdo a los tópicos formulados, se han originado datos no solo cualitativos sino también numéricos registrados por la técnica de la observación, y luego se elaboraron tablas de los resultados presentadas en este documento, para ello se extrajo la siguiente información: bibliografía, preguntas de investigación, problemática, los objetivos, categorías, subcategorías, estadísticas empleadas, resultados, conclusiones y recomendaciones para futuras investigaciones.

### **3.6. Procedimientos**

El procedimiento comprende el planteamiento de 3 categorías, las cuales han generado la búsqueda de artículos de investigación sobre desorción térmica, lavado de suelos, vitrificación, estabilización, inmovilización, fitoremediación principalmente, a partir del cual se elaboraron fichas para la investigación narrativa de tópicos, es importante destacar que se han usado exclusivamente artículos experimentales y artículos de revisión donde se ha extraído la parte teórica, el material usado ha correspondido entre el 2018 al 2022 en idioma inglés de las bases de datos Scopus y WoS.

### **3.7. Rigor científico**

Se ha cumplido con el rigor científico basado en la validez del constructo lo que demanda la definición teórica de las técnicas destinadas a la aplicación de remediación de suelos estrictamente contaminados por mercurios, principios y definiciones que aparecen en las publicaciones científicas de revistas indexadas es decir revisadas por pares (López et al., 2019). Se ha producido la transferencia de conocimientos, reproducibilidad y aplicabilidad de tales informes de tal forma que la difusión de estos conocimientos corresponde a la confirmación y la fundamentación que a su vez ha sustentado las discusiones elaboradas en la investigación particular (Hernández, Fernández y Baptista, 2014, p. 453-459).

### **3.8. Método de análisis de información**

Se han usado fichas en las que se ha presentado los resultados obtenidos de acuerdo a cada categoría lo cual dio lugar a la interpretación y discusión de los hallazgos sobre la remediación de suelos contaminados por mercurio.

### **3.9. Aspectos éticos**

Se ha aplicado el Código Nacional de la Integridad Científica del CONCYTEC y de la Universidad Cesar Vallejo, se ha citado fielmente a los autores de los textos

revisados y se ha cumplido con la guía de elaboración de tesis de la UCV y del Reglamento de propiedad intelectual de la universidad César Vallejo (UCV) aprobada mediante Anexo 01 - RCUN° 0168-2020-UCV y de las líneas de investigación autorizadas en la universidad.



## IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

**OE1:** Los resultados del análisis de emisiones por sector industrial mostraron que la mayor fuente de mercurio antropogénico eran las centrales eléctricas de carbón. (Bourtsalas & Themelis 2019). Entre los procesos industriales, las industrias del reciclaje de metales ferrosos y del cemento fueron las mayores emisoras de mercurio. (Bourtsalas & Themelis 2019). La combustión del carbón es la principal fuente de emisiones de mercurio en la producción de energía (Charvát, et al. 2020). La biomasa, que se considera un combustible renovable, también es una fuente de emisiones de mercurio a la atmósfera (Charvát, et al. 2020). En muchos países se puede observar una tendencia general de la eliminación de desechos en vertederos a la incineración de ellos, pero la incineración de desechos a energía también es una fuente de emisiones de mercurio (Charvát, et al. 2020). Las amalgamas dentales representan un área importante, pero poco estudiada, de la contaminación mundial por mercurio que incluye la cremación, los lodos de depuradora, el entierro y la extracción de oro a pequeña escala. Se ha demostrado recientemente que el uso de mercurio en actividades odontológicas como en productos y procesos que incluyen o incluían amalgamas dentales, resultó ser una fuente de contaminación mundial, ya que su efecto después de la colocación dental continua por décadas ya que la bioacumulación permanece de tal forma que sobrepasan las defunciones, e incineraciones llegando al medio ambiente (Vazquez and Grube 2019). Las tendencias de las emisiones concuerdan con las tendencias de las concentraciones modeladas y medidas, que muestran pequeñas disminuciones en las concentraciones de Hg gaseoso total en el aire superficial en el este de América del Norte y Europa occidental entre 2010 y 2015, pero ligeros aumentos en gran parte del resto del mundo, impulsados por los continuos aumentos en las emisiones de Asia y de la ASGM. (Street et al. 2018). Nuestros resultados sugieren que las reducciones de Hg en la región del Atlántico Norte han tenido un gran éxito, y ahora el enfoque debe cambiar a Asia y a la práctica continua de la ASGM en todo el mundo. (Street et al. 2018).

**Tabla 2.** Principales fuentes de emisiones y contaminación de Hg

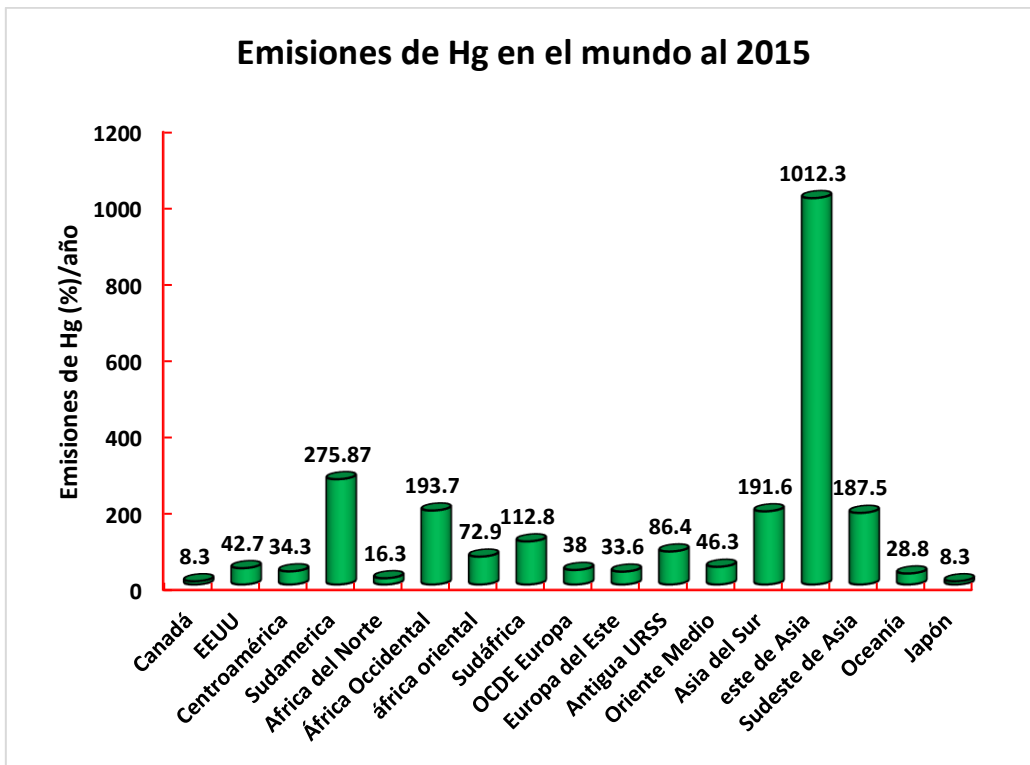
<b>Fuente</b>	<b>Descripción</b>	<b>Asociado a</b>	<b>Lugar</b>	<b>Referencia</b>
Amalgama dental de consultorios odontológicos	Plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas y domésticas		Union Europea	Vazquez and Grube (2019);
Amalgama dental de consultorios odontológicos	Lodos de depuradora e incineradores de lodos		Union Europea	Vazquez and Grube (2019); Bourtsalas & Themelis (2019).
Amalgama dental de consultorios odontológicos	Rellenos sanitarios		Union Europea	Vazquez and Grube (2019)
Amalgama dental de consultorios odontológicos	contenedores específicos para desechos médicos de los dentistas		Union Europea	Vazquez and Grube (2019)
Creación y amalgama dental	Incineradoras por pirolisis, desechos peligrosos y no peligrosos		Union Europea	Vazquez and Grube (2019), Bourtsalas & Themelis (2019).
Emisiones al aire por quema de combustible fósil	Combustión estacionaria de carbón (doméstico/residencial, transporte)	lignito, carbón duro	Global	Charvát, et al. (2020)
Emisiones al aire por quema de combustible fósil	Combustión estacionaria de gas (doméstico/residencial, transporte)	gas natural	Global	Charvát, et al. (2020)
Emisiones al aire por quema de combustible fósil	Combustión estacionaria de petróleo (doméstico/residencial, transporte)	combustible de aceite pesado, y ligero	Global	Charvát, et al. (2020)

Emisiones al aire por quema de combustible fósil	Combustión estacionaria de carbón (industrial)	Lignito y hulla proveniente de la industria del cemento; de metales no ferrosos y ferrosos), y de otras.	Global	Charvát, et al. (2020)
Emisiones al aire por quema de combustible fósil	Combustión estacionaria de gas (industrial)	gas natural	Global	Charvát, et al. (2020)
Emisiones al aire por quema de combustible fósil	Combustión estacionaria de petróleo (industrial)	crudo y fuel oil pesado	Global	Charvát, et al. (2020)
Emisiones al aire por quema de combustible fósil	Combustión estacionaria de carbón (centrales eléctricas)	carbón pardo de lignito y subbituminoso hulla de antracita y bituminosa	Global	Charvát, et al. (2020)
Emisiones al aire por quema de combustible fósil	Combustión estacionaria de gas (centrales eléctricas)	gas natural	Global	Charvát, et al. (2020)
	Combustión estacionaria de petróleo (centrales eléctricas)	crudo, fuel ligeroy pesado	Global	Charvát, et al. (2020)
Quema de biomasa (doméstica, industrial y central eléctrica)			Estados Unidos	Charvát, et al. (2020)
Emisiones de mercurio	hornos eléctricos, calderas industriales,		Estados Unidos	Bourtsalas & Themelis (2019).

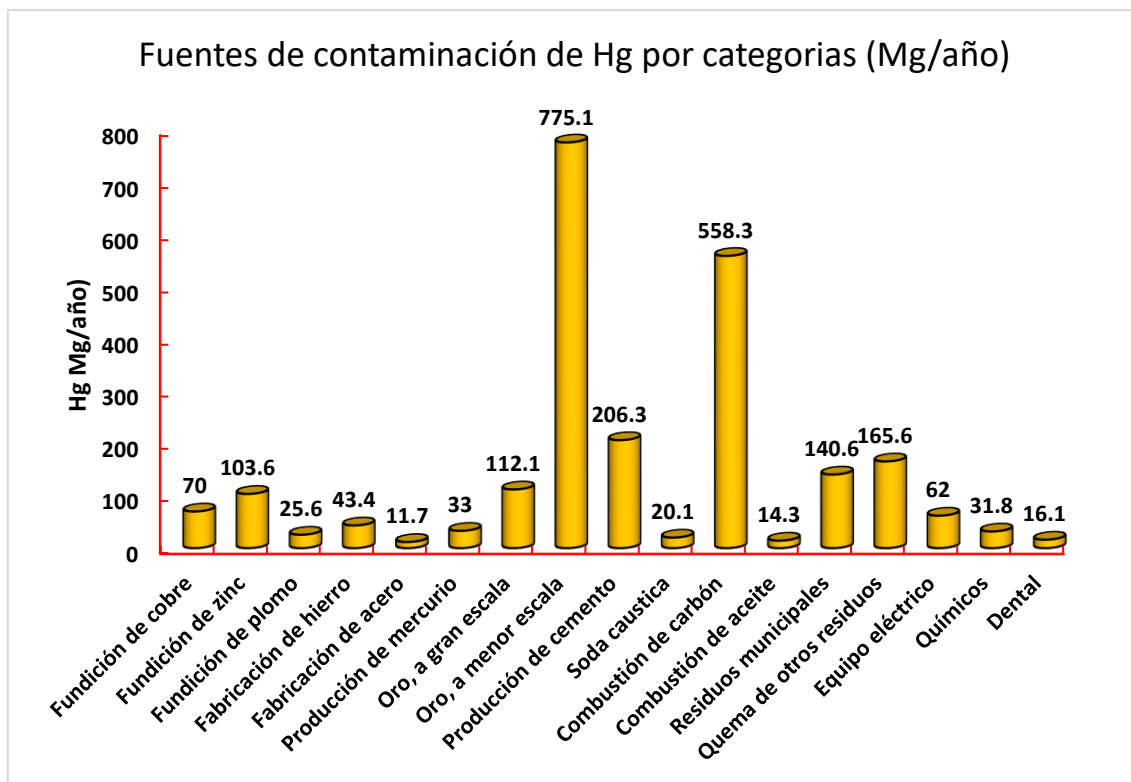
	comerciales/institucionales y calentadores de proceso,			
Emisiones de mercurio	minería del oro,		Estados Unidos	Bourtsalas & Themelis (2019).
Emisiones de mercurio	desechos no peligrosos de cemento portland		Estados Unidos	Bourtsalas & Themelis (2019).
Emisiones de mercurio	plantas de cloro-álcali de celda de mercurio,		Estados Unidos	Bourtsalas & Themelis (2019).
Emisiones de mercurio	incineradores de residuos municipales, incineración de residuos hospitalarios/médicos/infecciosos, calderas de carbón para servicios públicos		Estados Unidos	Bourtsalas & Themelis (2019).
Emisiones de mercurio	Fuentes móviles		Estados Unidos	Bourtsalas & Themelis (2019).

Con respecto a las centrales eléctricas de conversión de residuos en energía, todas las cuales, desde los años noventa, han instalado sistemas avanzados de control de emisiones, los resultados han sido muy satisfactorios: (Bourtsalas & Themelis 2019). Los resultados mostraron que en 2014 las 77 plantas WTE de EE. UU. en total emitieron 0,35 toneladas de mercurio, lo que corresponde al 0,73 % del total de EE. UU. (Bourtsalas & Themelis 2019). A nivel regional, las emisiones disminuyeron durante este período en EE. UU. (-10 %), OCDE Europa (-5,8 %) y Canadá (-3,2 %), mientras que aumentaron en América Central (+5,4 %), Asia Meridional (+4,6 %) y África Oriental (+4,0 %). Asia oriental siguió siendo la región con mayores emisiones con 1012 Mg en 2015, aunque el crecimiento se ha desacelerado significativamente en los últimos años. (Street et al. 2018). La producción de Hg (+7,9 %), sosa cáustica (+6,3 %) y cemento (+6,3 %) mostró los mayores aumentos por tipo de fuente, aunque la minería de oro artesanal y en pequeña escala (MAPE) fue la principal fuente individual de emisiones en 2015 (775 Mg). (Street et al. 2018). El uso comercial de Hg en aplicaciones dentales (-5,6 %) y equipos eléctricos (-5,2 %) siguió disminuyendo. (Street et al. 2018). El aumento

de los niveles de mercurio se ha registrado en los peces que viven en los embalses de hidroelectricidad (Charvát, et al. 2020). Los efectos a la salud humana por la exposición al mercurio se han indicado en una serie de estudios, y parece que no hay un nivel de exposición de "efecto cero" (Charvát, et al. 2020). Estas tendencias de emisión muestran una continuación de los cambios regionales y sectoriales que comenzaron en la década de 1970, pero con una reversión resultante en las tendencias globales, porque los beneficios de la eliminación de Hg en América del Norte y Europa se han materializado en gran medida especialmente desde el periodo de desarrollo industrial en los países del primer mundo (Street et al. 2018). De acuerdo con esto, las mayores emisiones provienen de Asia y Sudamérica relacionadas directamente con la industria del oro, en la cual se incluye la minería ilegal y con la combustión del carbón (Figura 10-11).



**Figura 10.** Emisiones de Hg en el planeta al 2015.



**Figura 11.** Fuentes de contaminación de Hg.

**OE2:** La **estabilización** in situ es una tecnología de remediación que reduce la disponibilidad de mercurio en suelos contaminados mediante la adición de sustancias químicas (Wang et al 2019). Moon et al. (2022) demostró una estabilización del lixiviado del 79% al usar estrellas de mar con tamaño de tamiz 10 con una lixiviación baja de 0.29 mg/kg cuando uso 10% de adsorbente, asimismo encontró que también es una función del tipo de estrella de mar usada, para partículas mucho menores se logró hasta el 94% de reducción de la lixiviación de Hg con las estrellas calcinadas o biocarbones, indicando que el área superficial es elevada, la máxima adsorción se dio para 1 mg/kg de adsorbente calcinada de menor partícula (tamiz 20), es posible que la presencia de SO<sub>3</sub> contribuyera a formar precipitados de HgS inmovilizando al Hg, además el HgO y Hg<sup>2+</sup> suelen formar complejos con el azufre y los sulfuros formando HgS insoluble.

**Tabla 3.** Estabilización de Hg usando estrellas de mar seca y calcinada (biocarbón)

	mesh 10 Hg (mg/kg )	mesh 20Hg (mg/kg )		mesh 10Hg (mg/kg )	mesh 10Hg (mg/kg )	mesh 10Hg (mg/kg )	Referencia
Estabilización	ASF	ASF	Estabilización	PSF	CASF	CPSF	Moon et al 2022
Control	1.38	1.58	Control	1.58	1.7	1.7	Moon et al 2023
2% Hum ASF	1	0.6	1% Hum ASF	1.45	0.58	0.82	Moon et al 2024
4% Hum ASF	0.7	0.22	2% Hum ASF	1.3	0.4	0.65	Moon et al 2025
6% Hum ASF	0.58	0.18	3% Hum ASF	1.2	0.35	0.62	Moon et al 2026
8% Hum ASF	0.38	0.15	4% Hum ASF	1.1	0.3	0.62	Moon et al 2027
10% Hum ASF	0.3	0.1	5% Hum ASF	1	0.18	0.6	Moon et al 2028

Asterias amurensis calcinada (CASF) Asterias amurensis (ASF) , Asterina pectinifera (PSF), Asterina pectinifera calcinada (CPSF)

Se ha tratado de evaluar el efecto de la dosis del adsorbente y el tiempo de estabilización para que no lixivie el mercurio, Wang et al. (2018) señala que la dosis del estabilizador es un factor importante, para estabilizar el mercurio en el suelos, Wang et al (2018) aumentaron la dosis de Mont-OR-SH del 2 al 8% (p/p), y la concentración de mercurio lixiviado disminuyó gradualmente con un máximo de 91.7%, hasta de un 0.07 mg/L, demostrando la eficiencia del adsorbente mejorado de Mont-OR-SH sobre aquel que carece de tiol, asimismo, el efecto del tiempo de estabilización se probó en escalas de 7 días logrando lixiviaciones de entre 0.15

mg/L y 0.10 mg/L, pero para 14 días fue de hasta 0,04 mg/L, valores inferiores a 0,1 mg/L límite para lixiviados de mercurio (GB 5085.3-2007) y para 45 días, se logró una eficiencia de estabilización de hasta 97,2%; además estudiaron distintas fracciones extraídas de los lixiviados demostrando que las fracciones neutras dan mejor resultado de estabilización.

**Tabla 4.** Fracciones de mercurio en distintos suelos y lixiviados antes y después de la estabilización. Wang et al (2018)

<b>Fracciones de suelos</b>	<b>Antes (Hg mg/kg) Suelo 1</b>	<b>Después (Hg mg/kg) Suelo 1</b>	<b>Antes (Hg mg/kg) Suelo 2</b>	<b>Después (Hg mg/kg) Suelo 2</b>
Fracción neutra (I)	6.34	0.105	17.28	2
Fracción ácida (II),	6.29	9.11	16.7	26.3
Fracción base (III),	0.065	0.16	0.12	0.42
Fracción sulfurada (IV)	0.255	0.345	5.41	7.05
Fracción residual (V)	0.35	0.68	0.31	1.13

Wang et al. (2018) se preocupó también del pH, su efecto depende también de la naturaleza del estabilizador aplicado, en el caso de Mont-OR-SH, un suelo 1, aumento su lixiviado de mercurio cuando el pH aumentó de 2,0 a 6,0 (0.15 mg/L) y pH 8 (0.092 mg/L) logrando la mayor estabilización (80.63%), en el suelo 2, el aumento de pH fue de 2,0 a 8,0 causo la disminución del lixiviado y a pH 8 (0,18 mg/L) logro una tasa de estabilización máxima (99,2 %), para ambos suelos un pH alcalino (10) la concentración de mercurio fue de 0,41 mg/L (98,2 % de eficiencia), posiblemente por la formación de especies de disulfuro de mercurio soluble en presencia de sulfuro en exceso a pH alto o un efecto negativo por la interacción entre el mercurio y los grupos –SH en la superficie de los adsorbentes causando la disminución de la adsorción de mercurio por Mont-OR-SH. Sin embargo, Trihadiningrum et al (2019), demostró en el campo que cuando se trata de relaves, las formas o especies en que se encuentra el mercurio depende del nivel de

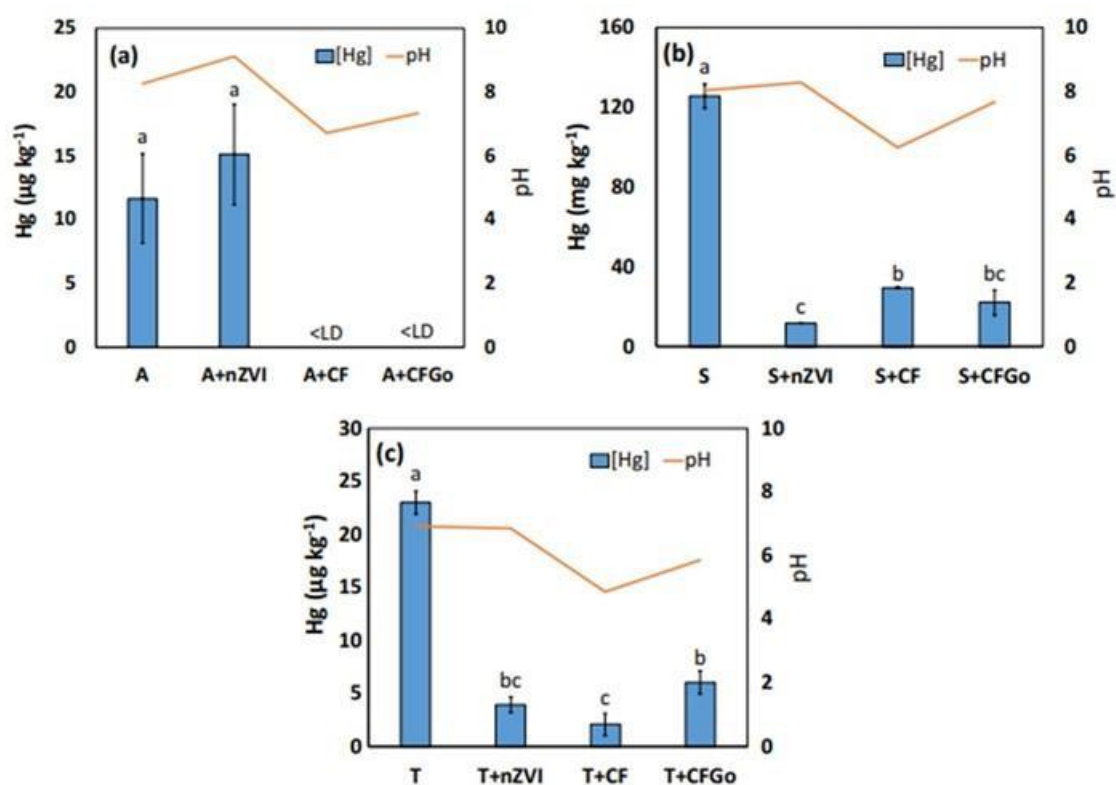


profundidad de la pila, reporto que el mercurio elemental siempre está presente en cualquiera de ella, mientras que también reporto formas iónicas como  $Hg^{2+}$ .

**Tabla 5.** Lixiviados de Hg usando distintas soluciones extractoras  
Trihadiningrum et al (2019)

Muestra de relaves (cm)	Muestra de relaves (T1) Hg Lixiviado		KCl (T2) Hg (mg/kg)		KMnO4 (T3)Hg (mg/kg)	
	Hg <sup>+2</sup> (mg/kg)	%	Hg <sup>+2</sup> (mg/kg)	%	Hg <sup>+2</sup> (mg/kg)	%
30	86.93	24.7	2.32	0.66	256.84	72.9
60	77.46	27.9	1.31	0.47	189.62	68.34
90	79.7	23.2	0.95	0.28	253	73.66

Sin embargo, Janeiro-Tato et al. (2021) ha usado nanoparticulas nZVI en suspensión alcalina (pH entre 9.5 y 11.5), uso también espuma de carbono (CF) microporosa y finalmente espuma de carbono impregnada con goethita (CFGo), logrando disminuir el Hg móvil del suelo desde iniciales elevados (A= 18 mg/kg, S= 1251 mg/kg y T = 1361 mg/kg) a valores < 40 mg /kg de Hg, pero observo que el aumento en la materia orgánica disuelta disminuía la adsorción de Hg por los carbones activos y otros materiales carbonosos ante reacciones de competencia del mercurio Hg(II) y la materia orgánica disuelta. La figura 12 muestra como disminuyó el contenido de mercurios en el suelo con los tratamientos.



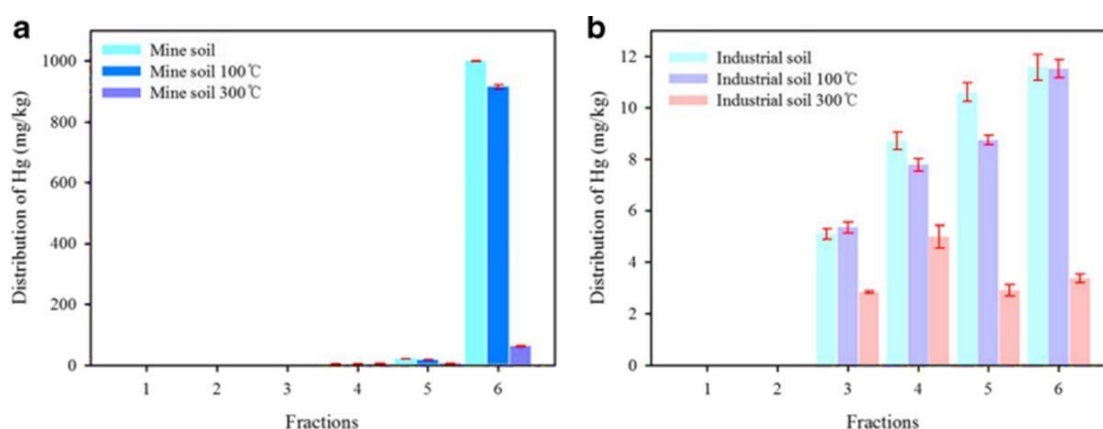
**Figura 12.** Disminuían del mercurio contenido en el suelo a) suelo A, b) suelo S y c) Suelo T con la aplicación de material carbonoso y nanoparticulado. Fuente: Janeiro-Tato et al. (2021).

A continuación, se presenta las temperaturas características de producción de adsorbentes entre 390- 950 °C, en flujos de nitrógeno, con rendimientos de biocarbón 32.5 a 36.2 para lodos de PTAR, las mayores superficies se han logrado para los lodos y el polietileno.

**Tabla 6.** Características de materiales adsorbentes producidos en los últimos años

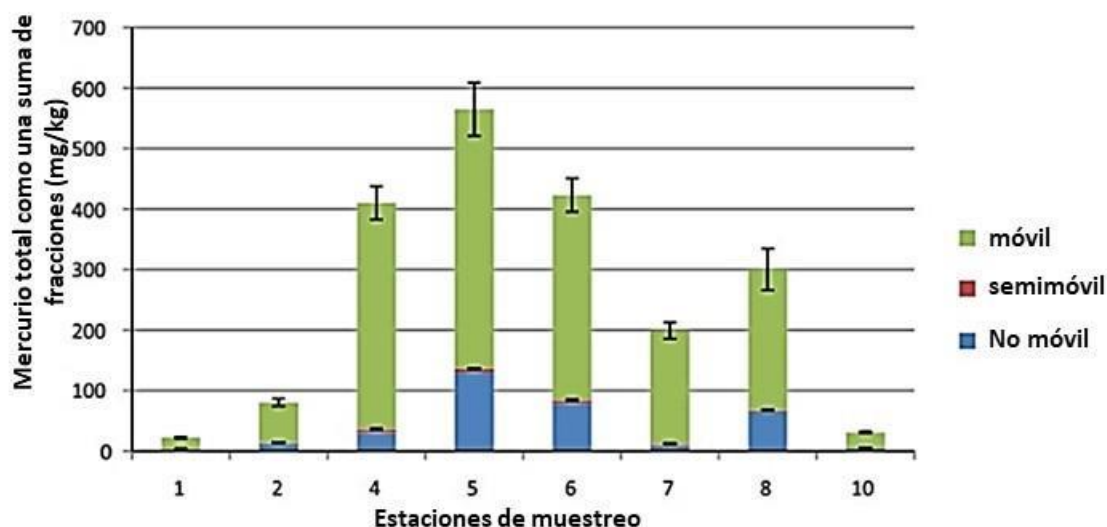
Precursor	Condiciones de pirólisis	Rendimiento (%)	Superficie (m <sup>2</sup> /g)	Volumen (m <sup>3</sup> /g)	Referencia
Lodo de PTAR	650°C, 2h, 0.5L/min N <sub>2</sub>	32.5	33	0.071	Wang et al 2019
Desechos vegetales	500°C, 2h, 7°C/min N <sub>2</sub>	33.8	50.3	0.32	Yang et al 2019
Lodo de PTAR	700°C, 3h, 10°C/min N <sub>2</sub>	36.2	104	0.12	Konezak et al 2019
Lodo de PTAR	800°C, 0.25h, 0.2L/min	35.8	120		Chen et al. 2019
polietileno	390°C		415	0.22	Dias et al. 2020
polietileno	600°C, 10 min, 10°C/min		28.4	0.14	Ahmend et la 2020
Tire	900°C			6.8	Wang et al 2020
Agujas de pino	600°C, 4h	22.9	202	0.19	Park et al. 2019
Carbón bituminoso	950°C, 0.5 h, 10°C/min	43.2	0.081	12.6	Wu et al 20198
Polietileno	600°C, 0.5 h, 0.15 L/min	4	38.8	19.4	Tang et al. 2019

**Desorción térmica.** Zhu et al. (2022), optimizaron dos parámetros críticos el tiempo y la temperatura en el proceso de desorción térmica a baja temperatura para mantener lo posible la fertilidad del suelo y lograron reducir concentraciones de mercurio en el suelo remediado a 94,1 % y 98,8 % y Cho et al. (2021), aplicó la desorción térmica a 100 y 300 °C a un suelo contaminado por Hg; la composición del suelo afectó la desorción de Hg a 300 °C debido a la descomposición parcial del carbonato en la composición del suelo, mientras que el suelo industrial mostró que la desorción sería restringida por complejos de materia orgánica de Hg debido a la descomposición orgánica, como se observa en la figura 13.



**Figura 13.** Niveles de suelos contaminados con mercurio antes y después de un tratamiento de desorción térmica a 100 y 300 °C, por 0.5h. Fuente. Cho et al. 2019 Yu et al. (2022), optimizaron dos parámetros críticos que son el tiempo y la temperatura, de la desorción térmica a baja temperatura para remediar el suelo contaminado con mercurio de un área de extracción de mercurio, midieron el efecto de las propiedades del suelo y la bioacumulación de mercurio total (THg) y metilmercurio (MeHg) en cultivos de *Oryza sativa* L. y encontraron condiciones favorables para el crecimiento del arroz, reduciendo a 94,1 % y 98,8 %, respectivamente. Cavoura et al. (2019), evaluaron la movilidad del mercurio (Hg) en sedimentos del Unión Canal, Escocia, Reino Unido, en inmediaciones de una antigua fábrica de municiones que fabricaba detonadores de fulminato de mercurio encontraron más del 75 % de Hg en concentraciones de hasta 429 mg/kg en formas móviles; mientras que el 67 % del contenido total de Hg se desorbió en el rango de temperatura de 100 a 250 °C, asociadas a especies muy débiles adheridas a la matriz mineral conformada por hidróxido de hierro (oxi), debido al dominio de

especies móviles de mercurio y confirmaron la ausencia de materia orgánica o el azufre en los sedimentos (figura 14).



**Figura 14.** Presencia de mercurio en fracciones móviles, semimóviles y no-móviles en los suelos de cada punto de muestreo. Fuente: Cavoura et al. (2019),

**Lavado de suelo.** Effendi et al. (2020), confirmo que el yoduro de potasio (KI) resulta una solución de lavado adecuada para lavar el suelo porque absorbe el mercurio del suelo, las condiciones y resultados fueron óptimos y se muestran en la tabla como se observa a pH 2, con una solución de lavado de 0,25 M y una relación sólido/líquido de 1:15 se eliminó más del 88 % de mercurio , no obstante es importante destacar que el suelo estuvo dominado por mercurio orgánico (46,61 mg/kg) y fracción de mercurio semimóvil (51,71 mg/kg), fracción de mercurio inorgánico (6 mg/kg) y fracción de mercurio no móvil (39,46 mg/kg), estos resultados mostraron una tasa de desorción de 0,0025/minuto.

**Tabla 7.** Características fisicoquímicas de suelos contaminados con Hg y remanentes de Hg después del lavado.

Parámetro	valor	Muestra	Hg suelo (mg/kg)	Hg en Agua (mg/L)	Coefficiente de distribución (l/kg)
pH	10.25	pH 2	20.34	2.69	0.1322
		pH 3	37.56	1.59	0.0423
Hg (mg/kg)	136.9	pH 5	40.5	0.98	0.0242
		pH 7	54.25	0.41	0.0076
Materia Organica (%)	1.829	pH 8	55.6	0.33	0.0059
		01:10	21.28	1.99	0.093
Hg extractable Organica	46.61	01:12.5	34.04	0.74	0.021
		01:15	17.89	2.69	0.15
Hg extractable Inorganica	6	01:17.5	20.02	2.06	0.103
		0.1	44.45	1.66	0.037
Hg No extractable semi-movil	51.71	0.15	27.47	1.82	0.066
		0.2	17.89	2.69	0.15
Hg No extractable No-movil	39.46	0.25	15.6	2.88	0.185

Fuente: Effendi et al. (2020).

Han et al. (2019), reportaron que el aumento de la concentración de una solución de tiosulfato de sodio puede aumentar potencialmente la extracción de mercurio cuando se incrementa la concentración de tiosulfato, aunque el aumento de la temperatura aumenta algo la extracción de mercurio del suelo entre 298 y 338 K, se logra extraer más del 90 % del mercurio reducible, la tabla muestra el residuo de lixiviación, la muestra con más del 90 % del Hg soluble y reducible en ácido débil, la concentración de Hg oxidable en el suelo disminuyó de 530.6 a 370 mg/kg, mientras que el contenido de Hg residual en el suelo disminuyó de 515 a 217 mg/kg, entonces, el mercurio en el residuo de lixiviación se presentó en forma de Hg oxidable y residual de 63.5% y 35.5%, respectivamente.

**Tabla 8.** Resultados del lavado de suelo con solución de tiosulfato para eliminar mercurio

Fracción de Hg	Residuo de Hg (mg/kg)	% de residuo
Ácido débil soluble	1.6	0.3
Reducible	3.4	0.6
Oxidable	370	63.6
residualk	207	35.5
Total	582	100

Fuente: Han et al. (2019)

**OE3:** La fitoremediación, de suelos contaminados con Hg ha resultado una inversión de bajo costo muy simple, pero no se ha reconocido ningún hiperacumulador hasta la fecha pero si hay plantas potenciales, aun debe ser mejorada, se ha revisado las plantas transgénicas de Sun et al., 2018 pero no se convirtió en un hiperacumulador, en cambio la fitorremediación se mejorada con microorganismos de la rizosfera pero aún falta mejorar la técnica. Liu et al. (2018 b) demostró que el uso de potenciadores como  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ,  $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_3$ , EDTA y DTPA son excelentes para reducir en tiempo de fitorremediación, sin embargo, observaron un mayor contenido de mercurio de 2,0231  $\mu\text{g/g}$  en las partes aéreas de la especie *Oxalis corniculata* cuando la planta fue regada con solución de

Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> después de 60 días con un aumento del 100% con efectos promotores entre 3.59-31.42, es decir La cantidad de mercurio acumulado en todas las partes de la planta aumentó con el tiempo, que los potenciadores podrían mejorar la acumulación de metales pesados en las plantas, los demás lo aumentaron solo en 21 y 25%. Li et al. (2019<sup>a</sup>) usaron la atapulgita y el biocarbón (3, 6 y 9 %) como agente en el compost ambas se aplicaron como enmiendas del suelo y luego de trasplantar plántulas de *S. nigrum* L. en los relaves co-contaminados, estas sobrevivieron a lo largo de la prueba de 7 meses, mejorando su tolerancia al Hg, mejoraron significativamente la longitud de la planta, estas enmiendas produjeron una tasas de remoción de Hg de los suelos del 39,6% superado al control de 32.1 %, aunque se demostró relaciones positivas menos significativas entre las tasas de remoción y el tiempo experimental, sin embargo también se demostró que ambas enmiendas tuvieron un efecto de pasivación al inducir la precipitación y adsorción de metales en las plantas luego de la formación de complejos estables, pero los iones multimetálicos en los relaves co-contaminados presentaron efectos antagónicos en los sitios de unión de adsorción en la superficie de la raíz de la planta, aliviando así la fitotoxicidad del metal. Aislaron un gen transportador PtABCC1 de unión a ATP (ABC) de *Populus trichocarpa* que fue sobreexpresado en Arabidopsis y álamo. Encontraron que las líneas que sobreexpresan PtABCC1 de la Arabidopsis y álamo mostraron una mayor tolerancia al Hg en comparación con su control, de esta manera la ingeniería genética viene afianzando el proceso de fitoremediación de suelos contaminados con mercurio; ya que el nivel de daño no se correlacionó positivamente con las concentraciones de Hg en las hojas de álamo transgénico, además aún no está claro el mecanismo de desintoxicación mediante este gen de expresión, pero la vacuola podría ser responsable de la absorción y de la desintoxicación de Hg y concluyeron que los ABCC pueden considerarse como transportadores de membrana de vacuola para importar quelatos de metales pesados a la vacuola para la desintoxicación. La tabla muestra los resultados discutidos en esta sección.



**Tabla 9.** Avances logrados en fitoremediación de suelos contaminados con mercurio

<b>Especies de plantas</b>	<b>Aceleradores químicos</b>	<b>Efecto promotor</b>	<b>Referencia</b>
Oxalis corniculata L.	Tiosulfato de sodio	302.29-310.7↑ (TF)	Liu et al., 2018b
Oryza sativa L.	Fertilizador de sulfuro	3,59-31,43 µg/kg↑ (acumulación de MeHg en granos), alrededor de 4-15 µg/kg↑ (acumulación de IHg en granos), alrededor de 0,3-1 mg/kg↑ (acumulación de IHg en paja), alrededor de 10-28 µg/kg ↑ (acumulación de IHg en raíces)	Li et al., 2019c
Solanum nigrum L.	attapulgita	Alrededor de 0,04, 0,1, 0,125 y 0,15 mg/kg↑ (acumulación de Hg en las raíces después de cuatro, cinco, seis y siete meses)	Li et al., 2019a
Solanum nigrum L.	Biochar	Alrededor de 0,01, 0,05, 0,09 y 0,1 mg/kg↑ (acumulación de Hg en las raíces después de cuatro, cinco, seis y siete meses)	Li et al., 2019a
Arabidopsis	PtABCC1	26-72%↑ (Hg accumulation in plants)	Sun et al., 2018

Popla	PtABCC2	53-136%, 26-160% y 7-31%↑ (acumulación de Hg en raíces, tallos y hojas)	Sun et al., 2018
-------	---------	---	------------------

Fuente. Liu et al (2020).

## V. CONCLUSIONES

- OE1:** Las principales fuentes contaminantes de mercurio al ambiente resultan ser las centrales eléctricas de carbón, seguida de la industria minera del oro siendo Asia y América del sur, sin embargo, entre otras actividades ha merecido especial atención las actividades de amalgama dental y de las incineraciones en las defunciones, lo cual señala la extensión de la contaminación por mercurio en el planeta.
- OE2:** Entre las técnicas fisicoquímicas aquellas relacionadas con energía térmica como la desorción térmica y la vitrificación, resulta de mayor cuidado, ya que corre el riesgo de eliminar la vida del suelo, además de variar sus características físicas y químicas ya que el calor desencadena reacciones que podría no favorecer a una recuperación vital de suelo después de largo tiempo. La estabilización/solidificación e inmovilización requiere de la búsqueda de minerales y pre tratarlos o de residuos orgánicos pirolizados buscando una mayor adsorción o inmovilización del mercurio en el suelo, su preparación resulta en ocasiones costosa, aunque sus limitaciones serían su duración en el tiempo una vez aplicados y reacciones adversas causadas por las propiedades del mismo suelo, es costoso por los insumos químicos que se requieren, además también podrían causar daño a la vida del suelo.
- OE3:** En cambio la fitorremediación de suelos contaminados por mercurio resulta de bajo costo, sin embargo, el mercurio es tan dañino que aún nos e han identificado plantas hiperacumuladoras que toleren la toxicidad del contaminantes, por eso se requiere mayores investigaciones para comprender la translocación del mercurio en la plantas y como los tejidos permiten el estrés durante la acumulación entre otros factores.

## **VI. RECOMENDACIONES**

Se sugiere ampliar investigaciones en las nuevas tendencias surgidas en la remediación relacionada con el uso de nuevos materiales como las nanopartículas la cual ha resultado emergente en la remediación de suelos contaminados por mercurio

## REFERENCIAS

1. AHMED, M.H.M., Batalha, N., Qiu, T., Hasan, M.M., Atanda, L., Amiralian, N., Wang, L., Peng, H., Konarova, M., 2020. Red-mud based porous nanocatalysts for valorization of municipal solid waste. *J. Hazard. Mater.* 396, 122711.
2. BECKERS Felix, Yasser Mahmoud Awad, Jingzi Beiyuan, Jens Abrigata, Sibylle Mothes, Daniel C.W. Tsang, Yong Sik Ok, Jörg Rinklebe. 2019. Impact of biochar on mobilization, methylation, and ethylation of mercury under dynamic redox conditions in a contaminated floodplain soil. *Environment International.* 127, 276-290. ISSN 0160-4120. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.04>
3. BOURTSALAS, (Thanos) A. C., & Themelis, N. J. (2019). Major sources of mercury emissions to the atmosphere: The U.S. case. *Waste Management*, 85, 90–94. doi:10.1016/j.wasman.2018.12.008
4. CAVOURA, O., Davidson, C. M., Keenan, H. E., Reis, A. T., & Pereira, E. (2019). Assessing Mercury Mobility in Sediment of the Union Canal, Scotland, UK by Sequential Extraction and Thermal Desorption. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology.* doi:10.1007/s00244-019-00615-y
5. CHARVÁT, P., Klimeš, L., Pospíšil, J., Klemeš, J. J., & Varbanov, P. S. (2020). An overview of mercury emissions in the energy industry - A step to mercury footprint assessment. *Journal of Cleaner Production*, 122087. doi:10.1016/j.jclepro.2020.122087
6. CHEN Liang, Lei Wang, Xinni Xiong, Daniel C.W. Tsang. 2022. Chapter 5 - Biochar for green and sustainable stabilization/solidification. Editor(s): Daniel C.W. Tsang, Lei Wang. *Low Carbon Stabilization and Solidification of Hazardous Wastes.* Elsevier. 65-73. ISBN 978012824004. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824004-5.00017-7>.
7. CHEN, Q., Liu, H., Ko, J., Wu, H., Xu, Q., 2019. Structure characteristics of bio-char generated from co-pyrolysis of wooden waste and wet municipal sewage sludge. *Fuel Process. Technol.* 183, 48–54.

8. CHO, K., Kang, J., Kim, S. et al. Effect of inorganic carbonate and organic matter in thermal treatment of mercury-contaminated soil. *Environ Sci Pollut Res* 28, 48184–48193 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14024-z>
9. DIAS, D., Bernardo, M., Matos, I., Fonseca, I., Pinto, F., Lapa, N., 2020. Activation of copyrolysis chars from rice wastes to improve the removal of Cr<sup>3+</sup> from simulated and real industrial wastewaters. *J. Clean. Prod.* 267, 121993.
10. DONGYE Teng, Kang Mao, Waqar Ali, Guomin Xu, Guopei Huang, Nabeel Khan Niazi, Xinbin Feng and Hua Zhang. Describing the toxicity and sources and the remediation technologies for mercury-contaminated soil *RSC Adv.*, 2020, 10, 23221-23232 DOI: 10.1039/D0RA01507E
11. EFFENDI Agus Jatnika, Vina Lestari, Mohammad Irsyad. Optimizing soil washing remediation of mercury contaminated soil using various washing solutions and solid/liquid ratios. *E3S Web of Conferences* 148, 0 0 [https://doi.org/10.1051/e3sconf/202014\\_04\\_2019\\_8050](https://doi.org/10.1051/e3sconf/202014_04_2019_8050) ETMC and RC EnvE 50 4 (2020)
12. GONG, Y., Zhao, D., & Wang, Q. (2018). An overview of field-scale studies on remediation of soil contaminated with heavy metals and metalloids: Technical progress over the last decade. *Water Research*. doi:10.1016/j.watres.2018.10.024
13. HAN Chao, Hui Wang, Feng Xie, Wei Wang, Ting'an Zhang & David Dreisinger (2019) Feasibility study on the use of thiosulfate to remediate mercury-contaminated soil, *Environmental Technology*, 40:7, 813-821, DOI: 10.1080/09593330.2017.1408693
14. HARDING, G., Dalziel, J., Vass, P., 2018. Bioaccumulation of methylmercury within the marine food web of the outer Bay of Fundy, Gulf of Maine. *PLoS One* 13 (7), E0197220
15. HOU, R., Wang, L., Shen, Z., Alessi, D.S., Hou, D., 2021. Simultaneous reduction and immobilization of Cr (VI) in seasonally frozen areas: remediation mechanisms and the role of ageing. *J. Hazard. Mater.* 415, 125650.
16. HUANG, Y., Wang, M., Li, Z., Gong, Y., & Zeng, E. Y. (2019). In situ remediation of mercury-contaminated soil using thiol-functionalized

- graphene oxide/Fe-Mn composite. *Journal of Hazardous Materials*, 373, 783–790. doi:10.1016/j.jhazmat.2019.03.132
17. JANEIRO-TATO, I., Lopez-Anton, M.A., Baragaño, D. et al. Immobilization of mercury in contaminated soils through the use of new carbon foam amendments. *Environ Sci Eur* 33, 127 (2021). <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00569-w>
  18. KEANE Selin, H., S.E., Wang, S. et al. Linking science and policy to support the implementation of the Minamata Convention on Mercury. *Ambio* 47, 198–215 (2018). <https://doi.org/10.1007/s13280-017-1003-x>
  19. KHUSHBU Sharma and Prasann Kumar. 2020. Mitigating the effect of biofertilizers on morphological and biochemical level in pearl millet grown under mercury toxicity. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry* 2020; 9(4): 955-961
  20. KONCZAK, ´ M., Oleszczuk, P., Ro´zy´ ło, K., 2019. Application of different carrying gases and ratio between sewage sludge and willow for engineered (smart) biochar production. *J. CO2 Util.* 29, 20–28.
  21. KUMARI Shivani, Amit, Rahul Jamwal, Neha Mishra, Dileep Kumar Singh. (2020). Recent developments in environmental mercury bioremediation and its toxicity: A review. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management.* 13, 100283. ISSN 2215-1532. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100283>.
  22. KWON Sae Yun, Joel D. Blum, Runsheng Yin, Martin Tsz-Ki Tsui, Yo Han Yang, Jong Woo Choi, Mercury stable isotopes for monitoring the effectiveness of the Minamata Convention on Mercury. (2020). *Earth-Science Reviews.* 203, 103111. ISSN 0012-8252. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103111>.
  23. LI, X.X., Zhang, X., Wang, X.L., Cui, Z.J., 2019a. Phytoremediation of multi-metal contaminated mine tailings with *Solanum nigrum* L. and biochar/attapulgitic amendments. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 180, 517-525
  24. LI, Y., Yu, H., Liu, L., & Yu, H. (2021). Application of co-pyrolysis biochar for the adsorption and immobilization of heavy metals in contaminated

- environmental substrates. *Journal of Hazardous Materials*, 420, 126655. doi:10.1016/j.jhazmat.2021.126655
25. LI, Y.Y., Wang, Y.J., Zhang, Q.J., Hu, W.J., Zhao, J.T., Chen, Y.H., Zhong, H., Wang, G., Zhang, Z.Y., Gao, Y.X., 2019b. Elemental sulfur amendment enhance methylmercury accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) grown in Hg mining polluted soil. *Journal of Hazardous Materials*. 379, 120701.
26. LIU Zhongchuang, Boning Chen, Li-ao Wang, Oksana Urbanovich, Liubov Nagorskaya, Xiang Li, Li Tang. A review on phytoremediation of mercury contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*. 400, 2020, 123138, ISSN 0304-3894, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123138>.
27. LIU, L., Li, W., Song, W., & Guo, M. (2018). Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. *Science of The Total Environment*, 633, 206–219. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.03.161
28. LIU, Z.C., Wang, L.A., Ding, S.M., Xiao, H.Y., 2018b. Enhancer assisted-phytoremediation of mercury-contaminated soils by *Oxalis corniculata* L., and rhizosphere microorganism distribution of *Oxalis corniculata* L.. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 160, 171-177.
29. LWIN Chaw Su , Byoung-Hwan Seo , Hyun-Uk Kim , Gary Owens & Kwon-Rae Kim (2018) Application of soil amendments to contaminated soils for heavy metal immobilization and improved soil quality—a critical review, *Soil Science and Plant Nutrition*, 64:2, 156-167, DOI: 10.1080/00380768.2018.1440938
30. MOODY Keegan H., Kazi M. Hasan, Sumeja Aljic, Victoria M. Blakeman, L. Perry Hicks, Danielle C. Loving, Matthew E. Moore, B. Spencer Hammett, Mónica Silva-González, Caryn S. Seney, Adam M. Kiefer. 2020. Mercury emissions from Peruvian gold shops: Potential ramifications for Minamata compliance in artisanal and small-scale gold mining communities. *Environmental Research*. 182, 109042. ISSN 0013-9351. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.109042>.
31. MOON, D.H.; Jung, S.P.; Koutsospyros, A. Assessment of the Stabilization of Mercury Contaminated Soil Using Starfish. *Agriculture* 2022, 12, 542. <https://doi.org/10.3390/agriculture12040542>



32. O'CONNOR, D., Peng, T., Li, G., Wang, S., Duan, L., Mulder, J., ... Hou, D. (2018). Sulfur-modified rice husk biochar: A green method for the remediation of mercury contaminated soil. *Science of The Total Environment*, 621, 819–826. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.11.213
33. PARK, J.H., Wang, J.J., Kim, S.H., Kang, S.W., Jeong, C.Y., Jeon, J.R., Park, K.H., Cho, J. S., Delaune, R.D., Seo, D.C., 2019. Cadmium adsorption characteristics of biochars derived using various pine tree residues and pyrolysis temperatures. *J. Colloid Interface Sci.* 553, 298–307.
34. POTERA Carol. 2019. A Global Look at Mercury Exposures: Supporting the Goals of the Minamata Convention. *Environmental Health perspectives*.127 (8), 084001,1-2. <https://doi.org/10.1289/EHP4900>.
35. QI Jianchuan, Yafei Wang, Sai Liang, Ying Li, Yumeng Li, Cuiyang Feng, Lixiao Xu, Shuxiao Wang, Long Chen, Dongfang Wang, Zhifeng Yang. (2019). Primary Suppliers Driving Atmospheric Mercury Emissions through Global Supply Chains. *One Earth*. 1 (2), 254-266. ISSN 2590-3322.
36. RACHMAN R. M. , Bahri A. S. , Trihadiningrum Y. (2018a). Stabilization/Solidification of Tailing on Traditional Gold Mining in Kulon Progo Using Fly Ash. *Journal of Ecological Engineering*. 19 (3), 178—184. DOI: 10.12911/22998993/86145
37. RACHMAN, R. M., Bahri, A. S., & Trihadiningrum, Y. (2018b, February 1). Stabilization and solidification of tailings from a traditional gold mine using Portland cement. *Environmental Engineering Research*. Korean Society of Environmental Engineering. <https://doi.org/10.4491/eer.2017.104>
38. SHAHID Natasha Muhammad, Sana Khalid, Irshad Bibi, Jochen Bundschuh, Nabeel Khan Niazi, Camille Dumat. 2020. A critical review of mercury speciation, bioavailability, toxicity and detoxification in soil-plant environment: Ecotoxicology and health risk assessment. *Science of The Total Environment*. 711, 134749. ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134749>.
39. SHEN Zhengtao, Zhuorong Zhang, Mengdi Zhang, Jörg Rinklebe, Yan Ma, Deyi Hou. (2021). Effect of production temperature and particle size of rice husk biochar on mercury immobilization and erosion prevention of a mercury

- contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*. 420, 126646. ISSN 0304-3894. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126646>.
40. STREETS, D. G., Horowitz, H. M., Lu, Z., Levin, L., Thackray, C. P., & Sunderland, E. M. (2018). Global And Regional Trends In Mercury Emissions And Concentrations, 2010–2015. *Atmospheric Environment*. doi:10.1016/j.atmosenv.2018.12.031
  41. SUN, L.P., Ma, Y.F., Wang, H.H., Huang, W.P., Wang, X.Z., Han, L., Sun, W.M., Han, E.Q., Wang, B.J., 2018. Overexpression of PtABCC1 contributes to mercury tolerance and accumulation in Arabidopsis and poplar. *Biochemical and Biophysical Research Communications*. 497, 997-1002
  42. TANG, Z., Chen, W., Chen, Y., Yang, H., Chen, H., 2019. Co-pyrolysis of microalgae and plastic: characteristics and interaction effects. *Bioresour. Technol.* 274, 145–152.
  43. TIAN, D., Li, Z., O'Connor, D., Shen, Z.T., 2020. The need to prioritize sustainable phosphate-based fertilizers. *Soil Use Manag.* 36 (3), 351–354.
  44. TIODAR, Emanuela D., Cristina L. Văcar, and Dorina Podar. 2021. "Phytoremediation and Microorganisms-Assisted Phytoremediation of Mercury-Contaminated Soils: Challenges and Perspectives" *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18, no. 5: 2435. <https://doi.org/10.3390/ijerph18052435>
  45. TRIHADININGRUM Yulinah, Rezki Amalia Latif, and Ranno Marlany Rachman. (2019). Speciation of Mercury Contaminant in Public Gold Mine Tailing and its Stabilization Using Sulfur and Sulfide. *Journal of Ecological Engineering*. 20 (4), 29–34. <https://doi.org/10.12911/22998993/102613>
  46. VARJANI, S.J., Agarwal, A.K., Gnansounou, E., Gurunathan, B., 2018. *Bioremediation: Applications for Environmental Protection and Management* (No. BOOK). Springer, New York, NY.
  47. VAZQUEZ Tibau Anita and Blanche D. Grube. 2019. Mercury Contamination from Dental Amalgam. *Review. Jurnal of health pollution*. 9 (22), 1 -11. <https://doi.org/10.5696/2156-9614-9.22.190612>
  48. WANG, L., Hou, D., Cao, Y., Ok, Y. S., Tack, F. M. G., Rinklebe, J., & O'Connor, D. (2020). Remediation of mercury contaminated soil, water, and

- air: A review of emerging materials and innovative technologies. *Environment International*, 134, 105281. doi:10.1016/j.envint.2019.105281
49. WANG, Y., Li, S. & Yang, H. 2019. In situ stabilization of some mercury-containing soils using organically modified montmorillonite loading by thiol-based material. *J Soils Sediments* 19, 1767–1774 (2019). <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2150-9>
50. WANG, Z., Burra, K.G., Zhang, M., Li, X., Policella, M., Lei, T., Gupta, A.K., 2020. Copyrolysis of waste tire and pine bark for syngas and char production. *Fuel* 274, 117878.
51. WANG, Z., Liu, K., Xie, L., Zhu, H., Ji, S., Shu, X., 2019a. Effects of residence time on characteristics of biochars prepared via co-pyrolysis of sewage sludge and cotton stalks. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 142, 104659.
52. WU, Z., Ma, C., Jiang, Z., Luo, Z., 2019. Structure evolution and gasification characteristic analysis on co-pyrolysis char from lignocellulosic biomass and two ranks of coal: Effect of wheat straw. *Fuel* 239, 180–190.
53. YANG, X., Ng, W., Wong, B.S.E., Baeg, G.H., Wang, C.H., Ok, Y.S., 2019a. Characterization and ecotoxicological investigation of biochar produced via slow pyrolysis: effect of feedstock composition and pyrolysis conditions. *J. Hazard. Mater.* 365, 178–185.
54. YU, Z., Liu, H., Mao, S. et al. Low-Temperature Thermal Desorption Effectively Mitigates Accumulation of Total Mercury and Methylmercury in Rice (*Oryza sativa* L.). *Bull Environ Contam Toxicol* (2022). <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03445-8>
55. ZHAO, C., Dong, Y., Feng, Y., Li, Y., & Dong, Y. (2019). Thermal desorption for remediation of contaminated soil: A review. *Chemosphere*. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.01.079