



Universidad César Vallejo

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA  
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**Estrategias de Mitigación de Mercurio en diversas Fuentes  
Ambientales: Revisión sistemática**

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:  
INGENIERO AMBIENTAL

**AUTORA:**

Pizarro Valdivia, Noelia Desireé (ORCID: 0000-0002-3111-8867)

**ASESOR:**

Dr. Lozano Sulca, Yimi Tom (ORCID: 0000-0002-0803-1261)

**LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:**

Tratamiento y Gestión de los Residuos

LIMA – PERÚ

2022

## **DEDICATORIA**

Mi título profesional va dedicado a mis padres por haberme apoyado, alentando y dándome las fuerzas para terminar mi carrera profesional, y el mejor objetivo que tengo es mi pequeña hija es mi motor y motivo para salir adelante y va dedicado a ella porque es mi mayor razón para ser una futura Ingeniera Ambiental.

## **AGRADECIMIENTOS**

El presente trabajo va dirigido con una expresión de gratitud y estima dirigida a la UNIVERSIDAD CESAR VALLEJO - LIMA, por haberme brindado la oportunidad de realizar mi título profesional, con el objetivo de fortalecer y ampliar mis conocimientos en relación a mi carrera profesional de ingeniería ambiental.

De igual manera, agradezco al Dr. Lozano Sulca, Yimi Tom por las enseñanzas brindadas, por su paciencia y tiempo brindado en el asesoramiento de la tesis.

A la Universidad José Carlos Mariátegui, mi alma mater, y a todos los docentes que me transmitieron y brindaron sus conocimientos en el transcurso de mis estudios en la universidad, los cuales sirvieron de base para poder desarrollar mi tesis.

A mis padres que con su apoyo y comprensión constante me dieron la oportunidad de seguir adelante y culminar mis estudios universitarios durante toda mi carrera profesional.

## Índice de contenido

Carátula	
Dedicatoria.....	ii
Agradecimientos .....	iii
Índice de contenido .....	iv
Índice de tablas.....	v
Índice de figuras.....	vi
Índice de gráficos.....	vii
Índice de abreviaturas.....	viii
Resumen .....	ix
Abstract.....	x
I. INTRODUCCIÓN .....	1
II. MARCO TEÓRICO .....	4
III. METODOLOGÍA .....	15
3.1. Tipo y diseño de investigación .....	15
3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización.....	15
3.3. Escenario de estudio .....	17
3.4. Participantes .....	17
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos .....	17
3.6. Procedimiento .....	17
3.7. Rigor científico .....	19
3.8. Método de análisis de información .....	19
3.9. Aspectos éticos.....	20
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	21
V. CONCLUSIONES .....	31
VI. RECOMENDACIONES.....	32
REFERENCIAS .....	33
ANEXOS	

## Índice de tablas

<i>Tabla 1. Tasa de bioacumulación de MeHg en peces</i>	7
<i>Tabla 2. Matriz apriorística</i>	16
<i>Tabla 3. Clases de microbios empleados como estrategias de mitigación de mercurio</i>	21
<i>Tabla 4. Estrategias de remediación</i>	25

## Índice de figuras

<i>Figura 1. Mecanismo de toxicidad del Hg y otros iones metálicos en las plantas</i> -----	5
<i>Figura 2. Neurotoxicidad del mercurio a nivel molecular y celular</i> -----	8
<i>Figura3. Esquema de eliminación de productos y sus desechos que contienen mercurio (MCW) mediante inmovilización de Hg<sup>0</sup></i> -----	9

## Índice de gráficos

Gráfico 1. *Procedimientos de información* \_\_\_\_\_ 19

Gráfico 2. *Mayor absorción de mercurio que se genera con diversas estrategias de remediación* \_\_\_\_\_ 29

## Índice de abreviaturas

Hg	: Mercurio
MCW	: Desechos que contienen mercurio
TC	: Tetraciclina
EDS	: Energía dispersiva
XAS	: Espectroscopía de absorción de rayos X
SRB	: Bacterias sulfato reductoras



## Resumen

En base a la búsqueda de determinar cuáles son las estrategias más relevantes que mitigan el mercurio en diversas fuentes ambientales, se realizó una recolección de 103 estudios, los cuales pasaron por un proceso de filtración donde se separaron aquellos que no cumplían con los criterios, quedando añadidos al estudio 26 estudio.

Los resultados dieron; que las clases de microbios empleados como estrategias de mitigación de mercurio son aquellas que pertenecen al tipo de bacterias y arqueas, siendo la clase de bacterias las delaprote las más comunes y las firmicutes, mientras que en las arqueas fue la clase de metanomicrobia más usada. Las estrategias de remediación fueron la zeolita Linde Tipo A, el grafeno, la fitorremediación, los materiales carbonosos, la remediación a base de algas y hongos; siendo en su mayoría los materiales derivado de residuos en el Biochar, Carbón activado o Biosorbentes los más usados seguido de los nanomateriales. Por último, la mayor absorción es la generada por el uso de materiales y organismos como bacterias, algas, metabolismo de las plantas y los nanomateriales; siendo esto demostrado con la línea de tendencia que va en incremento de un 60 a 70% a un 90 a 100% de adsorción.

**Palabras clave:** Mercurio, biochar, nanomateriales, fitorremediación, material carbonoso

## Abstract

Based on the search to determine which are the most relevant strategies that mitigate mercury in various environmental sources, a collection of 103 studies was made, which went through a filtering process where those that did not meet the criteria were separated, being added to the study 26 study.

The results showed that the classes of microbes used as mercury mitigation strategies are those belonging to the bacterial and archaeal classes, being the most common deltaprote bacteria and firmicutes, while in the archaea the most used class was the metanomicrobia. The remediation strategies were Linde Type A zeolite, graphene, phytoremediation, carbonaceous materials, algae and fungi based remediation; being mostly waste derived materials in Biochar, activated carbon or Bio-sorbents the most used followed by nanomaterials. Finally, the highest adsorption is generated by the use of materials and organisms such as bacteria, algae, plant metabolism and nanomaterials; being this demonstrated with the trend line that is increasing from 60 to 70% to 90 to 100% adsorption.

**Keywords:** Mercury, biochar, nanomaterials, phytoremediation, carbonaceous material.

# I. INTRODUCCIÓN

El mercurio existe de forma natural y como contaminante creado por el hombre y ocupa el tercer lugar en la clasificación de la Agencia de Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades del Gobierno de los EE. UU. de los elementos o sustancias más tóxicos del planeta después del arsénico y el plomo, que continúan vertiéndose en nuestras vías fluviales y suelos (Wasserman J. et al., 2018, p.1). También se vierten en nuestra atmósfera y consumen nuestros alimentos y agua (Mohan M. et al., 2021, p.1).

Aunque el mercurio metálico es un elemento insoluble, puede oxidarse a la forma iónica soluble Hg(II) y, finalmente, al metilmercurio tóxico que en los embalses de agua dulce constituye una grave amenaza, porque las extensas cadenas alimentarias favorecen la biomagnificación (Lin X. et al., 2021, p.1).

Además, la liberación de mercurio procesado puede conducir a un aumento progresivo en la cantidad de mercurio atmosférico, que ingresa en los ciclos de distribución atmósfera, suelo y agua donde puede permanecer en circulación durante años (Ferreira G. et al., 2021, p.2). Así mismo, las actividades humanas casi han triplicado la cantidad de mercurio en la atmósfera y la carga atmosférica está aumentando un 1,5 por ciento por año (Obiri Yeboah A. et al., 2021, p.3).

Una de las principales formas de contaminación de mercurio que ha invadido muchas comunidades es la minería artesanal de oro, especialmente en los países en desarrollo (Gyamfi Opoku et al., 2021, p.1). La minería artesanal de oro a pequeña escala (MAPE), la fuente de aproximadamente el 20 % del oro del mundo, es la mayor fuente de contaminación por mercurio (Hg) en la tierra; contribuyendo aproximadamente entre un 20% y un 30% (Mantey J. et al., 2020, p.1). Aproximadamente de 10 a 19 millones de personas usan mercurio para extraer oro en más de 70 países, lo que hace que la contaminación por mercurio de la ASGM sea un problema mundial (Owusu niño F. et al., 2018, p.1).

En el Perú la minería de oro artesanal y en pequeña escala (MAPE) continúa expandiéndose rápidamente, lo que genera preocupaciones sobre los aumentos en la carga de mercurio (Hg) al medio ambiente (Martinez Gerardo et al., 2018, p.1).

El envenenamiento por mercurio es el resultado de la exposición al mercurio o compuestos de mercurio que resultan en varios efectos tóxicos que dependen de su forma química y vía de exposición (De León M. et al., 2021, p.3). La ruta principal de exposición humana al metilmercurio (MeHg) es principalmente a través del consumo de pescado, mariscos y vida silvestre contaminados que han estado expuestos al mercurio a través de la ingestión de organismos inferiores contaminados (Tsang V. et al., 2019, p.1).

Ante ello, las estrategias de mitigación del mercurio se llevan a cabo principalmente mediante procesos microbianos y/o químicos en condiciones apropiadas.

Para lo cual, se usan tecnologías avanzadas como la oxidación, la reducción, la adsorción y la desorción para eliminar la contaminación con Hg o para reducir formas altamente tóxicas a menos tóxicas (Lewis A. et al., 2016, p.1).

Las técnicas de contención y estabilización inmovilizan la reubicación de Hg mediante atrapamiento físico y complejación química, respectivamente (He F. et al., 2016, p.3).

Por tal motivo se busca resolver el siguiente problema de estudio: ¿Cuáles son las estrategias más relevantes que mitigan el mercurio en diversas fuentes ambientales?, dando paso a los siguientes problemas específicos:

**PE1:** ¿Cuáles son las clases de microbios empleados como estrategias de mitigación de mercurio en diversas fuentes ambientales?

**PE2:** ¿Cuáles son las estrategias de remediación utilizadas para mitigar el mercurio en diversas fuentes ambientales?

**PE3:** ¿Cuál es la mayor adsorción de mercurio que se genera con diversas estrategias de remediación utilizadas para mitigar el mercurio en diversas fuentes ambientales?

Ante ello, se elaboró el objetivo de estudio: Determinar cuáles son las estrategias más relevantes que mitigan el mercurio en diversas fuentes ambientales; dando ello lugar a los siguientes objetivos específicos:

**OE1:** Clasificar cuáles son las clases de microbios empleados como estrategias de mitigación de mercurio en diversas fuentes ambientales

**OE2:** Determinar cuáles son las estrategias de remediación utilizadas para mitigar el mercurio en diversas fuentes ambientales

**OE3:** Analizar cuál es la mayor adsorción de mercurio que se genera con diversas estrategias de remediación utilizadas para mitigar el mercurio en diversas fuentes ambientales

Ante lo expuesto es necesario mencionar que el presente estudio tiene como fin estudiar diversas literaturas que implementen estrategias de remediación sostenible para la eliminación del mercurio del medio ambiente; por lo cual este estudio presenta una justificación teórica; buscando incentivar a los futuros investigadores con estudios actualizados para que puedan llevarlos a la parte práctica y crear una base científica, dirección y progreso en estudios futuros.

## II. MARCO TEÓRICO

El mercurio (Hg) es un metal omnipresente que se enriquece naturalmente en las regiones volcánicas y tiene amplias aplicaciones en la ciencia, la industria y la agricultura (Romano F. et al., 2016, p.1).

El mercurio ambiental puede existir en su forma elemental, como mercurio inorgánico o como mercurio orgánico (Mahubub Khandaker R. et al., 2018, p.1). En su forma elemental, el mercurio existe como metal líquido, que a pesar de su baja presión de vapor ( $2 \mu\text{m Hg}$ ), puede convertirse en vapor a temperatura ambiente debido a su bajo calor latente de evaporación (295 kJ/kg) y su relativa ausencia del aire ambiente (Smolinska B. et al., 2017, p.7).

Al igual que el mercurio elemental oxidado, las sales de mercurio son más solubles en agua y más tóxicas que el mercurio elemental (Kupper H. y Andresen E., 2016, p.1). La forma más común de mercurio orgánico es el metilmercurio (MeHg), que es la principal fuente de mercurio orgánico que se encuentra en los ecosistemas (Mallongi A. et al., 2020, p.3).

Y debido a su naturaleza tóxica, ha sido clasificada en el tercer lugar entre las sustancias más tóxicas por la Agencia del Gobierno de los Estados Unidos para el Registro de Sustancias Tóxicas y Enfermedades (Gyamfi Opoku et al., 2021, p.1).

Recientemente, la creciente conciencia de la toxicidad del Hg ha llevado al reemplazo del Hg en muchas áreas; sin embargo, las actividades antropogénicas como la quema de carbón y la fundición de minerales metálicos continúan liberando grandes cantidades de Hg al medio ambiente (Beckers F. y Rinklebe J., 2017, p.1).

Siendo así que para 2020, de acuerdo con las disposiciones del Convenio de Minamata sobre el Mercurio, los países que han ratificado el Convenio (PNUMA, 2019), deben eliminar gradualmente los productos que contienen mercurio: baterías, interruptores y relés, lámparas de mercurio, barómetros, higrómetros, manómetros, termómetros y esfigmomanómetros (Makarova Anna S. et al., 2020, p.3).

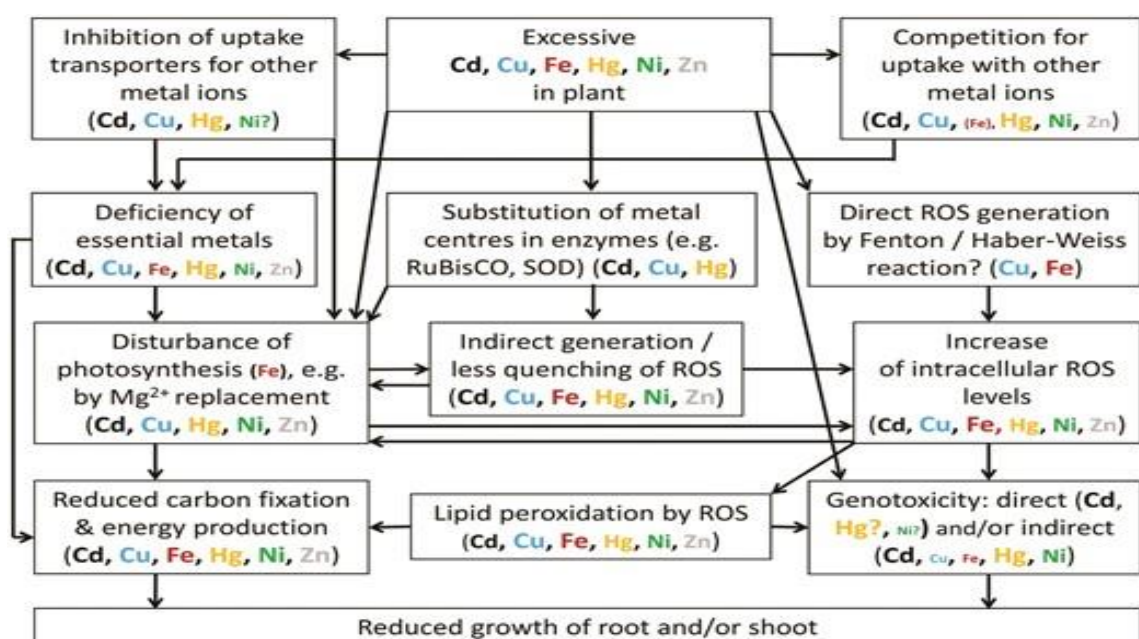
En particular, la distribución atmosférica del Hg altamente volátil en todo el mundo puede provocar la contaminación de regiones vírgenes sin fuentes de emisión locales (Mallongi A. et al., 2020, p.1).

Para el mercurio (Hg), hasta el momento no se ha encontrado un papel biológico beneficioso en ningún organismo, mientras que se sabe que se encuentra entre los iones metálicos más tóxicos para todos los organismos (Hindersah R. et al., 2018, p.1).

Es así que, el mercurio es considerado un contaminante importante que puede transportarse globalmente debido a su larga vida en la atmósfera y el intercambio atmósfera-superficie es un proceso importante que afecta el ciclo del mercurio en el medio ambiente global y sus impactos en las redes alimentarias (Grimaldi M. et al., 2016, p.95). Por ello, la contaminación por mercurio ha invadido muchas comunidades en el mundo, especialmente en los países en desarrollo (Rimondi V. et al., 2019, p.1).

Las zonas altamente contaminadas por fuentes naturales de Hg se pueden encontrar en Europa (distrito de Almadén en España y las minas de mercurio en Idrija, Slovenia) y en China (Gouxu en la provincia de Guizhou) con concentraciones de hasta 76  $\mu\text{g g}^{-1}$  en Slovenia y 2  $\mu\text{g g}^{-1}$  en China (Qu Rui et al., 2019, p.3). Así mismo, el mercurio soluble en el medio ambiente y los organismos se presenta en casi todos los casos como Hg 2+ y la toxicidad del Hg 2+ se debe en gran medida a su similitud química con el zinc (Zn), al que puede reemplazar en los sitios activos, especialmente aquellos con ligandos imidazol N y tiolato S (Zhang Man Yin et al., 2018, p.2).

**Figura N°1:** Mecanismo de toxicidad del Hg y otros iones metálicos en las plantas



Fuente: Kupper H. y Andresen E., (2016)

Como se muestra en la figura 1 la toxicidad por los metales pesados, entre ellos el Hg es un constante problema mundial para el medio ambiente, la agricultura y, en última instancia, la salud humana debido al mecanismo de toxicidad.

Además, de acuerdo con la descripción de la figura 1, se muestra como los mecanismos incluídas las interacciones del hg y otros metales pesados presentan toxicidad en las plantas, además, los diferentes tamaños de los símbolos elementales hacen referencia a un efecto más o menos pronunciado de ese metal.

Es así que se investigó las sensibilidades del intercambio aire-superficie, el transporte atmosférico y el balance de mercurio a los cambios proyectados de 2000 a 2050 en el clima y el uso de la tierra/cobertura terrestre con un modelo global de transporte químico (GEOS-Chem); encontrándose que el flujo medio anual de deposición seca de Hg(0) sobre la tierra podría aumentar hasta en un 20 % en las latitudes medias del norte para 2050 debido al aumento de la densidad de vegetación y follaje (Zhang H. et al., 2016, p.2).

También el cambio climático puede afectar significativamente tanto a la deposición húmeda como a la química atmosférica de mercurio en respuesta al cambio climático proyectado, el flujo medio anual de deposición húmeda aumenta en la mayoría de las regiones continentales y disminuye en la mayor parte de los océanos tropicales y de latitudes medias (Sysalová J. et al., 2017, p.3). El flujo medio anual de deposición húmeda de mercurio en las latitudes altas del norte y del sur aumenta en un 7 % y un 8 % respectivamente, en gran medida impulsado por el aumento de las precipitaciones allí (Verma R. et al., 2018, p.2).

La especiación química del Hg determina su movilidad y toxicidad; en suelos y sedimentos inundados y puede ocurrir metilación microbiana (Li R. et al., 2020, p.3).

Ante ello, el agua transporta fácilmente el MeHg a los ecosistemas acuáticos y debido a su baja solubilidad en agua, se considera que es relativamente soluble en lípidos (Sarfó Daniel K et al., 2017, p.1). Por ejemplo, el (Mono)metilmercurio bioacumulativo (MeHg; CH<sub>3</sub> Hg<sup>+</sup>) puede afectar a la salud humana, en particular a través del consumo de pescado y arroz contaminados, ya que el metilmercurio es una potente neurotoxina (Riaz Arjumand et al., 2019, p.3).



Ello es debido a que los peces parecen ser la principal fuente de intoxicación por MeHg en humanos a través de mecanismos que aún no se conocen, varias especies de peces tienden a tener tasas más altas de bioacumulación de MeHg. Ver tabla 1.

**Tabla N°1: Tasa de bioacumulación de MeHg en peces**

Especies	Contenido de mercurio (ppm)
anchoveta	0.043
pez mantequilla	0.058
pez gato	0.049+-0.084
Cangrejo (azul, real y de nieve)	0.060+-0.012
Langostas	0.033+-0.012
Caballa, Atlántico	0.050
Salmonete	0.046
Ostras (de cultivo)	0.013+-0.042
Salmón, salvaje	0.014+-0.041
Sardina	0.016+-0.007
Calamar	0.070
Tilapia	0.010
Trucha	0.072+-0.143
Atún, atún blanco	0.353+-0.126
Pescado azul	0.337+-0.127
Lubina chilena	0.386+-0.384
El mero	0.465+-0.293
Fletán	0.252+-0.233
Pez espada importado	0.976+-0.510
Caballa real	0.730
Marlin	0.485+-0.27
Pez sable	0.220
Tiburón	0.988+-0.631
Pez azulejo	1.450+-0.122

*Modificado de: Beckers F. y Rinklebe J., (2017)*

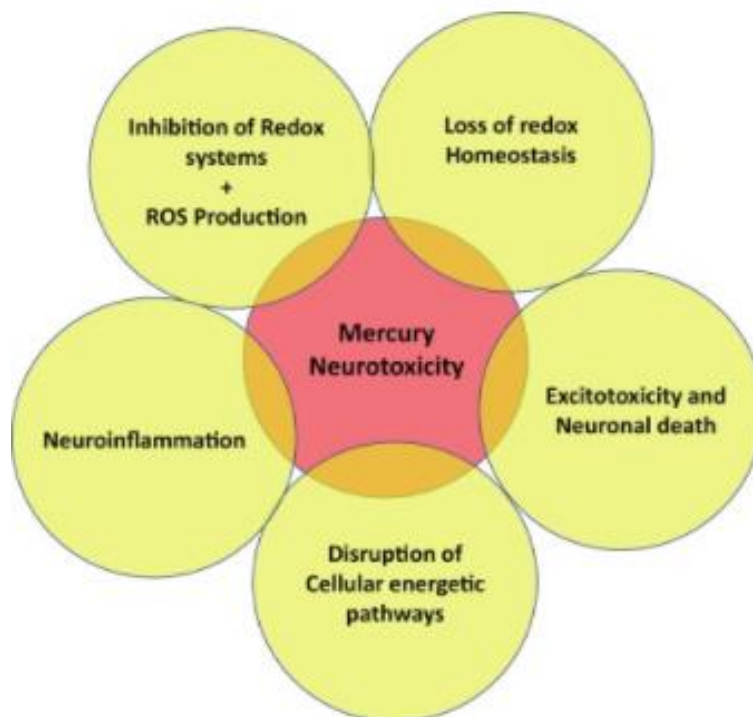
De manera análoga, el suelo contaminado por mercurio o la redistribución de agua contaminada tiene el potencial de entrar en la cadena alimentaria a través de las plantas y el ganado (Mahbub Khandaker R. et al., 2020, p.4).

Donde a concentraciones muy altas de Hg (y estas pueden ser específicas para ciertas plantas), se produce una inhibición general, que ya no es específica de la toxicidad por Hg (Jalbert K. et al., 2017, p.11). Aun así, muchos compuestos de mercurio pueden inducir genotoxicidad en las plantas, incluidas las aberraciones

cromosómicas, la poliploidía y la aparición de micronúcleos (Liu Weiwei et al., 2020, p.1).

Además, el vapor de Hg elemental es dañino para el sistema nervioso central, mientras que los compuestos inorgánicos de Hg afectan principalmente al riñón. (Ver figura 2).

**Figura N°2:** Neurotoxicidad del mercurio a nivel molecular y celular



*Fuente: Branco V. et al., (2021)*

Las fuentes actuales de exposición humana al mercurio elemental incluyen amalgama dental, termómetros, esfigmomanómetros, barómetros, emisiones de combustibles fósiles, luces incandescentes, baterías, prácticas rituales que usan mercurio y la incineración de desechos médicos (Koelmel J. et al., 2016, p.2). Los vapores tóxicos formados por la vaporización del mercurio o la quema de materiales que contienen mercurio pueden ingresar al sistema respiratorio y pasar fácilmente a la circulación (Jinadasa B. et al., 2021, p.1).

La vida media biológica promedio del mercurio inhalado en todo el cuerpo es de aproximadamente 60 días (Budnik Lygia T. y Casteleyn L., 2019, p.2).

Debido a que el vapor de mercurio puede volverse soluble en lípidos una vez oxidado, existe el potencial de bioacumulación en la corteza renal, el hígado y especialmente el cerebro; además, se estima que la vida media del mercurio en el cerebro puede ser de hasta 20 años (Dietz Rune et al., 2021, p.2).

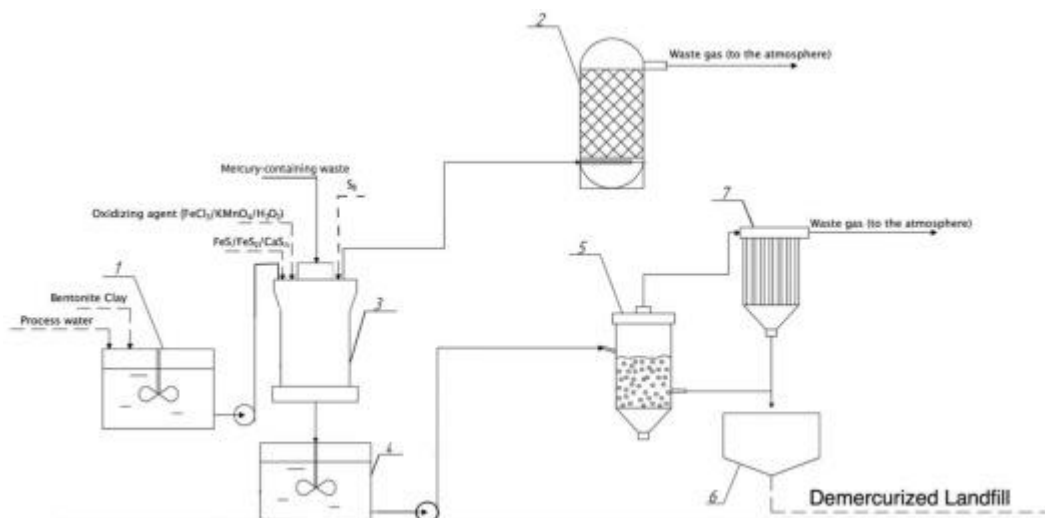
La vida media biológica de MeHg es de 39 a 70 días dependiendo de la carga corporal y la excreción urinaria de MeHg es insignificante, MeHg se elimina principalmente del cuerpo en forma inorgánica a través de la acción del sistema biliar a razón del 1% de la carga corporal por día (Jacka Jerry K. et al., 2018, p.2).

Así también, las sales de mercurio también se absorben fácilmente en el tracto gastrointestinal; por otro lado, el MeHg es absorbido fácilmente por organismos inferiores, tiende a ascender en la cadena alimentaria y exhibe una tendencia a bioacumularse en los peces (Bebbington A. et al., 2018, p.1).

Ante la problemática abordada se han empleado tecnologías avanzadas como la oxidación, la reducción, la adsorción y la desorción para eliminar la contaminación con Hg o para reducir formas altamente tóxicas a menos tóxicas (Lewis Ariel S. et al., 2016, p.1).

Pero también se han ido descubriendo técnicas efectivas como la contención y estabilización inmobilizan la reubicación de Hg mediante atrapamiento físico y complejación química, respectivamente (He Feng et al., 2017, p.2). Según las directrices técnicas del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, existen dos enfoques químicos principales para la inmovilización del mercurio en la conversión química en sulfuro de mercurio y la amalgamación (Sun Yunan et al., 2020, p.2). Ver figura 3.

**Figura N°3:** Esquema de eliminación de productos y sus desechos que contienen mercurio (MCW) mediante inmovilización de  $Hg^0$



*Fuente: Debure M. et al., (2020)*

De acuerdo con la figura 3 se describe 1- tanque con agitador; 2 - adsorbente; 3 - molino; 4 - tanque con agitador; 5 - secador de lecho fluidizado; 6 - contenedor; 7 - filtro de bolsa.

Esta tecnología implica la minimización del uso de energía (todos los procesos ocurren en condiciones normales: temperatura y presión), la ausencia de aguas residuales y el cumplimiento de los principios de conservación de recursos.

El aislamiento con protección química de metales disueltos (carbón activado) también es una opción de sorción activa y para estabilizar el nivel de Hg con productos químicos en los contaminantes, se usa ampliamente el nitrato (como el nitrato de calcio (Makarova A. et al., 2020, p.2). El nitrato inhibe las condiciones muy reducidas en los cuerpos de agua, mientras que el sulfato y el hierro fomentan la actividad metabólica de los microbios (Ogonowski S. et al., 2018, p.1).

Así mismo, se ha informado sobre la prevención de la síntesis de metilmercurio por nitrato en los sistemas acuáticos y la oxigenación del hipolimnio y de los sedimentos bentónicos que pueden prevenir la producción de metilmercurio por bacterias sulfato reductoras (SRB) de muchas maneras (Munson Kathleen M. et al., 2018, p.1). Siendo el metilmercurio es una de las formas en las que se encuentran los desechos que contienen mercurio (MCW), así como el arsénico-calcio, sulfato de mercurio, cloruro mercurioso y mertiolato (tiomersal) (Tarasova Natalia P. et al., 2018, p.1).

La presente investigación cuenta 25 antecedentes de los cuales se muestra los 10 más resaltantes:

Scala Fabrizio C. et al., (2016), en su investigación probó un sorbente sintético regenerable basado en MnO<sub>2</sub> impregnado en  $\gamma$ -alúmina de área superficial alta y soportado sobre un monolito de panal de cordierita para la captura de mercurio elemental en diferentes entornos de gas. Donde la metodología de investigación experimental consistió en realizar las pruebas de eliminación de Hg en un reactor de cuarzo a escala de laboratorio operado a 50–350 °C, con una concentración de Hg

en el rango de 50–250  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $\text{GHSV} = 3,6 \cdot 10^5 \text{ h}^{-1}$ . Donde los resultados se analizaron en términos de la tasa inicial aparente de eliminación de Hg. En ausencia de oxígeno, el adsorbente deterioró gradualmente su desempeño. Tanto el  $\text{CO}_2$  como el CO empeoraron de forma moderada y reversible el rendimiento de captura de Hg, mientras que el NO no mostró ningún efecto apreciable.

Leven Alexander et al. (2018), en su artículo investigó la adición de fases de óxido de Mn(IV)-pirolusita o birnesita como enmienda correctiva para sedimentos contaminados con Hg. Donde la metodología experimental consistió en muestrear los 4 y los 15 meses de operación y las fases sólidas se caracterizaron por espectroscopía de absorción de rayos X (XAS). Para los sedimentos modificados con pirolusita, el óxido de Mn(IV) se alteró a una mezcla de fases de oxihidróxido de Mn(III) y de óxido de Mn, Fe(III, II), con un aumento progresivo en la fracción de carbonato de Mn(II) durante tiempo a medida que los sedimentos del mesocosmo se reducían más. Donde los resultados sugieren que la longevidad de la enmienda para la amortiguación redox se puede controlar ajustando la masa y el tipo de óxido de Mn(IV) aplicado, la cristalinidad del mineral, el área superficial y el tamaño de las partículas.

Vlassopoulos Dimitri et al., (2018), en su trabajo de investigación mostró que los microcosmos de lodos de sedimentos anaeróbicos en los que se estimuló la metilación del Hg mediante la adición de carbono orgánico lábil (acetato) y  $\text{HgCl}_2$  mostraron que el manganeso (IV) óxido de redujo el porcentaje de MeHg en el agua intersticial de la suspensión (filtrada) en 1 o 2 órdenes de magnitud en relación con los controles. Además, los mesocosmos de agua y sedimentos con pirolusita o birnesita, ya sea directamente mezclados en los 5 cm superiores o aplicados en una capa delgada de arena (5 cm) sobre el sedimento, mostraron reducciones en el porcentaje de MeHg en el agua intersticial del 66–69 % para la pirolusita y del 81–89 % para la birnesita enmienda. Una fina capa de arena resultó en una reducción del 65%.

Xiong Chunhua et al., (2016), en su estudio preparó una nueva resina quelante, poliacrilonitrilo-2-amino-1,3,4-tiadiazol (PAN-ATD), mediante una reacción de un solo paso y se caracterizó su estructura mediante análisis elemental y FT-IR. Donde las propiedades de adsorción de la resina para Hg(II) se investigaron mediante experimentos por lotes y en columna. Dando como resultados que la adsorción por

lotes mostró que PAN-ATD tenía una gran afinidad por el Hg(II) y la capacidad de adsorción máxima estimada a partir del modelo de Langmuir fue de 526,9 mg/g a 308°K. Además, la resina se puede regenerar y reutilizar fácilmente con menos del 10 % de pérdida de capacidad de adsorción. Además, la resina y sus complejos metálicos fueron estudiados por SEM, TGA y espectroscopía de rayos X de energía dispersiva (EDS). Concluyendo que la resina PAN-ATD no solo se puede usar en la eliminación selectiva de Hg (II) de la solución de desecho, sino que también se puede usar para la preparación de la separación. y columna de enriquecimiento aplicada en el área de análisis y detección.

Xu Yu et al., (2017), realizó un estudio experimental en el cual los experimentos en macetas indicaron que *Cyrtomium macrophyllum* podría incluso crecer en 500 mg kg<sup>-1</sup> de mercurio en el suelo con inhibición observada en el crecimiento pero sin efectos tóxicos obvios, y mostró excelentes capacidades de acumulación y translocación de mercurio con factores de translocación y bioconcentración superiores a 1 cuando se expuso a 200 mg kg<sup>-1</sup> y menor mercurio en el suelo, lo que indica que podría considerarse como una especie gran acumuladora de mercurio. Concluyendo que, debido a sus excelentes capacidades de acumulación y translocación de mercurio, así como a su alta resistencia al estrés por mercurio, el uso de *Cyrtomium macrophyllum* debería ser un enfoque prometedor para remediar los suelos contaminados con mercurio.

Fernandez S. et al., (2017), en su investigación se presenta como objetivo determinar concentración de metales intercambiables, pH, conductividad y CIC. Donde la metodología experimental consistió en toma de muestras de un relevamiento, donde se tomaron 118 muestras de plantas y los suelos correspondientes dentro de los sitios antes mencionados. Se analizaron muestras de suelo y plantas para determinar las concentraciones totales de metales y metaloides relevantes por ICP-MS. Finalmente se evaluaron 80 especies de plantas representativas (13 de ellas replicadas en varios lugares). Donde los resultados y la discusión de esta encuesta identificaron a *Coincya monensis* como un hiperacumulador de Zn con un alto factor de transferencia del suelo al suelo para Cd. Concluyendo que las especies de árboles predominantes también fueron excluyentes eficientes, con excepción de los sauces.

Mbanga Odwa et al., (2019), en su estudio, seis especies de plantas diferentes (*Datura stramonium* , *Phragmites australis* , *Persicaria lapathifolia* , *Melilotus alba* ,

*Panicum coloratum* y *Cyperus eragrostis*) que crecen en un humedal contaminado por una mina de oro fueron investigadas como posibles fitorremediadores de mercurio. Donde los resultados mostraron que la mayor acumulación de mercurio total fue en los tejidos de *Phragmites australis* con concentraciones registradas de 806, 495 y 833  $\mu\text{g kg}^{-1}$  en raíces, tallo y hojas, respectivamente, durante la estación seca y los niveles de acumulación más bajos se registraron para *Melilotus alba* durante ambas temporadas. Concluyendo mediante los resultados que las plantas que crecen en humedales pueden usarse para la fitorremediación de mercurio y sugieren la elección de especies para humedales construidos.

Beckers Feliz et al., (2019), en su artículo científico presentó como objetivo probar dos biocharres de cono de pino diferentes pirolizados a 200 °C o 500 °C, respectivamente, con el fin de disminuir la movilización de Hg total (Hg t), metilmercurio (MeHg) y etilmercurio (EtHg) y/o la formación de MeHg y EtHg en un suelo inundable contaminado (Hg t: 41 mg/kg). Donde no se observó una disminución significativa de las concentraciones de Hg t, MeHg y EtHg después de tratar el suelo con los diferentes biocarbón, presumiblemente porque los sitios de unión potenciales para el Hg estaban ocupados por otros iones y/o bloqueados por la biopelícula. Donde se concluye que, en el futuro, se deben probar varios biocarbón para evaluar su potencial para disminuir la movilización de Hg e impedir la formación de MeHg y EtHg en condiciones redox dinámicas en suelos frecuentemente inundados.

Wang Rong Zhong et al., (2020), en su artículo preparó biocarbón activado por vapor (SBC) y mostró un rendimiento excelente para la eliminación sinérgica de  $\text{Cu}^{2+}$  y tetraciclina (TC). Donde la capacidad de adsorción de SBC y el efecto mutuo de TC y  $\text{Cu}^{2+}$  se investigaron mediante un sistema simple y binario y la isoterma de adsorción. Dando como resultados que la capacidad de adsorción de TC mejoró significativamente cuando coexistió con  $\text{Cu}^{2+}$ . Asimismo, se adsorbieron mayores cantidades de  $\text{Cu}^{2+}$  en presencia de TC; además, la presencia de NaCl ejerció una influencia negativa sobre la adsorción de  $\text{Cu}^{2+}$ , mientras que el efecto inhibitorio de la salinidad sobre TC fue neutralizado por la mejora del puente en el sistema binario. Concluyendo que SBC mostró un gran potencial para la eliminación sinérgica de antibióticos y metales pesados.

Liu Ziyang et al., (2018), presenta como objetivo de estudio estudiar los efectos de diferentes tipos de impregnación de haluros, valores de carga de haluros,

componente de gas de combustión individual y temperatura de adsorción en la eliminación de Hg 0 sobre los adsorbentes. Y como metodología de estudio dos tipos de biocarbón derivados de algas marinas, como el sargazo y la enteromorfa, se modifican mediante la impregnación con haluros, donde los biochares modificados se utilizan para capturar Hg 0 de gases de combustión simulados. Dando como resultado que la adición de SO 2 inhibe la eliminación de Hg 0 sobre los carbones enteromorfos y muestra un doble impacto en la eliminación de Hg 0 sobre los carbones sargazo. Las bajas concentraciones de NO y H 2 O son beneficiosas para la eliminación de Hg 0, mientras que las altas concentraciones de NO y H 2O inhibe la eliminación de Hg 0. Se encuentra que la quimisorción es el principal factor de control para la adsorción de Hg 0 a 120 °C y 160 °C según el análisis de simulación cinética.



### **III. METODOLOGÍA**

#### **3.1. Tipos de investigación**

El objetivo de la presente investigación aplicada es la solución de problemas y búsqueda del conocimiento (Facal, 2015, p.25), para Hernández et al., (2014) el principal aspecto de esta investigación es la comparación, evaluación e interpretación. Por tal motivo el presente estudio lo que busca es estudiar diferentes literaturas científicas para obtener mayor conocimiento en las estrategias de mitigación de mercurio en diversas fuentes ambientales.

Además, el presente estudio de investigación es de tipo cualitativo; el cual se basa a través de documentos existentes, usando datos de recolección de sucesos que ya han ocurrido (Baptista, 2014, p.79). Por este motivo es que uso en la mitigación de mercurio.

El tipo de investigación es propuesta es narrativa de tópicos, ya que se usa la recopilación de datos e información que nos ayudara a resolver los problemas específicos, analizando los datos brindados por los investigadores (Veland, 2018, p.31). Para la presente investigación este tipo de investigación debido a que busco información de la mitigación de mercurio de diferentes autores ayudando así a resolver nuestros problemas específicos.

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

**Tabla N°2: Matriz apriorística**

<b>OBJETIVOS ESPECÍFICOS</b>	<b>PROBLEMAS ESPECÍFICOS</b>	<b>CATEGORÍAS</b>	<b>SUB CATEGORÍAS</b>	<b>CRITERIO 1</b>	<b>CRITERIO 2</b>
<b>Clasificar cuáles son las clases de microbios empleados como estrategias de mitigación de mercurio en diversas fuentes ambientales</b>	¿Cuáles son las clases de microbios empleados como estrategias de mitigación de mercurio en diversas fuentes ambientales?	Microbios usados para la mitigación de mercurio (Ogonowski S. et al., 2018, p.1)	Bacterias Arqueas  Scala Fabrizio C. et al., (2016)	De acuerdo al género de especie	De acuerdo al hábitat de origen
<b>Clasificar cuales son las estrategias de remediación utilizadas para mitigar el mercurio en diversas fuentes ambientales</b>	¿Cuáles son las estrategias de remediación utilizadas para mitigar el mercurio en diversas fuentes ambientales?	Remediaciones utilizadas para mitigar el mercurio (Sysalová J. et al., 2017, p.3)	Basadas en nano-material Basadas en polímeros Basadas en grafeno  Liu Ziyang et al., (2018)	De acuerdo al tipo de medio contaminado	De acuerdo a la cantidad de estudios que lo apliquen
<b>Analizar cuál es la mayor absorción de mercurio que se genera con diversas estrategias de remediación utilizadas para mitigar el mercurio en diversas fuentes ambientales</b>	¿Cuál es la mayor absorción de mercurio que se genera con diversas estrategias de remediación utilizadas para mitigar el mercurio en diversas fuentes ambientales	Mayor absorción de mercurio (Makarova A. et al., 2020, p.2)	Promedios bajos (menor a 50%) Promedios medios (50 a 70%) Promedios altos (70 a 100%)  (Munson Kathleen M. et al., 2018, p.1)	De acuerdo a la estrategia usada	De acuerdo al mercurio adsorbido

*Elaboración propia*

### **3.3 Escenario de estudio**

El escenario de estudio se denomina al lugar, espacio o contexto donde se realiza la investigación para poder desarrollar los problemas (Magallanes, 2013, p.587), estos escenarios son nombrados en diversas literaturas científicas añadidas en el estudio; siendo estos estudios de nivel nacional e internacional, en diversos idiomas.

### **3.4 Participantes**

Los participantes son las principales fuentes que contienen informes, artículos, documentos, etc los cuales contribuyen en la formulación de los objetivos específicos; siendo de nuestro interés los únicos que traten sobre mitigación de mercurio en diversas fuentes ambientales. Los participantes usados en la presente investigación son: Scielo, Sciencedirect, scopus, Redalyc.

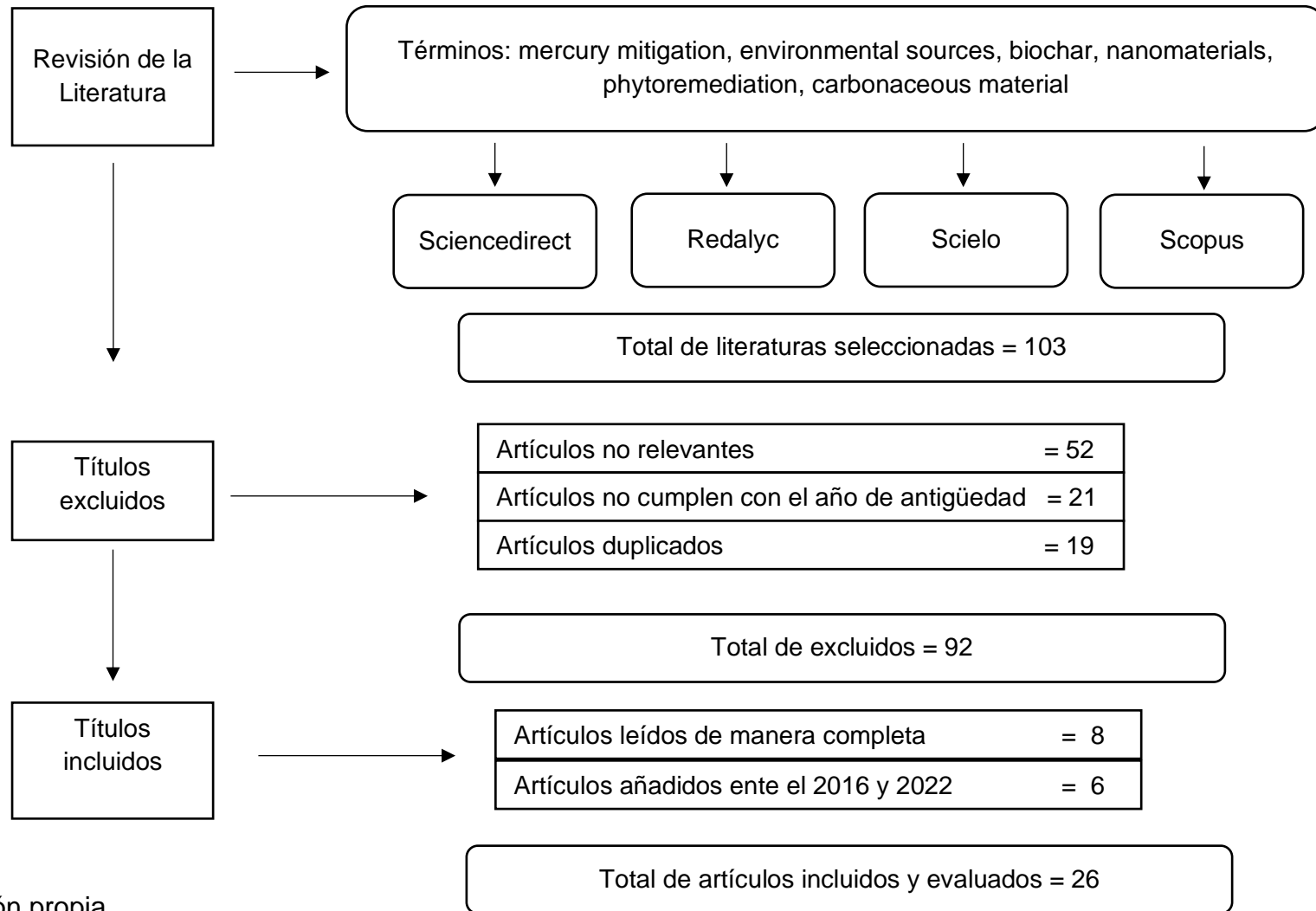
### **3.5 Técnicas e instrumentos de recolección de datos**

La técnica de investigación sistemática usada es el análisis de contenido, el cual es usado en la ficha de recolección de datos. El análisis del contenido se basa en el contenido de la información, ya que toda investigación de ser analizada, interpretada y apropiada según nuestro objetivo específico (Sanchez, 2016, p.207). Además, el análisis del contenido puede usarse en futuras investigaciones como guía ya que en el presente documento se detallan los datos de los estudios usados, señalando los autores, objetivos, metodologías, resultados y conclusiones usados para las estrategias de mitigación de mercurio en diversas fuentes ambientales.

### **3.6 Procedimientos**

Los artículos que se usaron para la investigación fueron seleccionados y ordenados como se muestra en la siguiente gráfica.

**Gráfico N°1: Procedimientos de información**



Fuente: Elaboración propia

### **3.7 Rigor científico**

El rigor científico aplicados para el presente estudio de investigación permiten establecer procedimientos y metodologías a partir de los cuales busca respuesta a los problemas planteados.

El criterio de la credibilidad, implica establecer que los resultados de la investigación son creíbles desde el punto de vista del participante, desde los datos entregados por los autores; de los cuales el participante son los únicos que pueden juzgar la credibilidad de los resultados (Noreña et al., 2012, p.268). Este criterio se cumple plasmando las fuentes de extracción de los diversos artículos científicos y evitando los supuestos.

El criterio de la confirmabilidad, la investigación cualitativa demuestra que cada investigador contribuye una vista única al estudio; también, los investigadores pueden usar otras investigaciones para aplicar en otros estudios con diferentes contextos (Arias et al., 2011, p.503). En esta investigación queda la información y las técnicas usadas para ser usadas por otros investigadores.

El criterio de la transferibilidad, es utilizado para transferir los resultados de un estudio a otros contextos. Este criterio es el principal responsable de quien realiza la generalización (Hernández et al., 2014, p.456). Este criterio es usado en el presente estudio usando las técnicas y metodologías descritas.

El criterio de consistencia, es el criterio se concentra en la estabilidad y seguridad de los datos que se entregan. Este criterio es difícil de conseguir debido que son datos que se extraen de otras investigaciones (Noreña et al., 2012, p.267). Este criterio se logra con la fiabilidad de la información entregada, la cual se detalla en la bibliografía, en ellas se puede conseguir los datos de donde se extrajeron.

### **3.8 Método de análisis de la información**

El método usado fue de la triangulación, siendo este método el que describe diferentes métodos, datos, etc. Uno de los métodos usados es la matriz de categorización la cual genera categorías y sub categorías.

Las categorías se dividen en tres:

- Microbios usados para la mitigación de mercurio

- Remediaciones utilizadas para mitigar el mercurio
- Mayor absorción de mercurio

Las subcategorías se dividen en:

Bacterias

Arqueas

Basadas en nano-material

Basadas en polímeros

Basadas en grafeno

Promedios bajos (menor a 50%)

Promedios medios (50 a 70%)

Promedios altos (70 a 100%)

### **3.9 Aspectos éticos**

El presente trabajo de investigación cumplió con garantizar la veracidad de los datos pasando por la revisión sistemática por el programa antiplagio (Turnitin); de igual forma cumpliendo con lo estipulado por la resolución rectoral N° 0089-2019 y la debida cita de los orígenes usadas, mediante la Norma ISO 690.

## IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo a la búsqueda de determinar cuáles son las estrategias más relevantes que mitigan el mercurio en diversas fuentes ambientales, se planteó resolver el primer objetivo específicos, siendo clasificado las clases de microbios empleados como estrategias de mitigación de mercurio en diversas fuentes ambientales en la tabla 3.

**Tabla N°3:** Clases de microbios empleados como estrategias de mitigación de mercurio

TIPO DE MICROORGANISMOS	CLASE	GÉNERO Y ESPECIE	HÁBITAT ORIGEN	DE	REFERENCIAS
BACTERIAS	Deltaproteo bacteria	<i>Pseudodesulfobacterium aespoeensis</i>	Ecosistema de agua dulce	de	Villar Emilie et al., 2020
		<i>Desulfomicrobium escambiense</i>	Agua dulce		
		<i>Desulfovibrio desulfuricanos</i>	Suelo, heces de animales, sedimentos estuarinos	agua, de	
		<i>Geobacter sulfurreducens</i> PC A	Zanja de agua, barro, aguas residuales		
		<i>Desulfococcus multivorans</i>	Suelo, Barro, Aguas Residuales		
		<i>Desulfobulbus propionicus</i>	Zanja de lodo, agua dulce, aguas residuales, suelo		
		<i>Geobacter metallireducens</i>	Suelo, Barro, Aguas Residuales		
		<i>Desulfomicrobium baculatum</i>	Suelo, Barro, Aguas Residuales		
		<i>Desulfovibrio</i> sp.X	Marina, agua salada		

	<i>Geobacter daltonni</i>	Suelo, Barro, Aguas Residuales	
	<i>Geobacter metallireducens</i>	Suelo, Barro, Aguas Residuales	
	<i>Desulfonatronospira thiodismutans</i>	Marina, agua salada	
	<i>Desulfovibrio africano</i>	agua dulce	Gilmour Cynthia C., et al., 2018
	<i>Geobacter bemidjiensis</i>	Ecosistema de agua dulce	
	<i>Geobacter sulfurreducens</i> PC A	Zanja de agua, barro, aguas residuales	Yu et al., 2018
	<i>Syntrophus aciditrófico</i>	Suelo, Barro, Aguas Residuales	
	<i>Syntrophobacter wolinii</i>	Ecosistema de agua dulce	
	<i>Syntrophorhabdus aromaticivorans</i>	Ecosistema Anaeróbico (Compuestos Aromáticos)	
	<i>Syntrophobotulus glicolicus</i>	Sedimentos de agua dulce, mar	
Firmicutes	<i>Dethiobacter alkaliphilus</i>	Agua marina/salada	Villar Emilie et al., 2020
	<i>Acetonema largo</i>	microbiota	
	<i>Desulfobacterium dehalogenans</i>	Agua dulce, glaciares	
	<i>Desulfitobaterum metallireducens</i>	agua dulce	
	<i>Desulfosporosinus youngiae</i>	agua dulce	
	<i>Desulfosporosinus acidiphilus</i>	Suelo, Barro, Aguas Residuales	



ARQUEAS		<i>Ethanoligenens harbinense</i>	Suelo, Barro, Aguas Residuales	
		<i>Acetonema largo</i>	microbiota	Ghimire et al., 2019
		<i>Desulfosporosinus acidiphilus</i>	Suelo, Barro, Aguas Residuales	
	Metanomicrobia	<i>Metanometilovora ns hollandica</i>	Sedimento anaeróbico, estanque de agua dulce eutrófico	Gilmour Cynthia C. et al., 2018
		<i>Methanomassiliicoccus luminyensis</i>	Heces humanas, Aguas residuales	
		<i>Metanolbus tindarius</i>	Sedimento de lago, agua dulce	
		<i>Metanosphaerula palustris</i>	Turberas, pantanos minerotróficos	
		<i>Metanospirillum hungatei</i> IF1	Lodos de depuradora, suelo, lodo	
		<i>Metanometilovora ns hollandica</i>	Sedimento anaeróbico, estanque de agua dulce eutrófico	Ghimire Prakriti S. et al., 2019
		<i>Metanolbus tindarius</i>	Sedimento de lago, agua dulce	
		<i>Methanoculleus bourgensis</i>	Subproductos de curtiduría, Digestor de lodos de depuradora	
		<i>Metanobrevibacter smithii</i>	Heces humanas, Aguas residuales	
		<i>Methanococcus bavaricum</i>	Hielo marino a granel, salmuera	
		<i>Methanococcoides metilutens</i>	Sedimento marino, Cañón submarino	

<i>Methanomassiliicoccus luminyensis</i>	Heces humanas, Aguas residuales	Podar Mircea et al., 2016
<i>Methanocorpusculum bavaricum</i>	Hielo marino a granel, salmuera	Christensen G. et al., 2016
<i>Methanocella paludicola</i> SANA E	Arrozal	
<i>Methanofollis liminatans</i>	Planta de tratamiento de aguas residuales	
<i>Metanospirillum hungatei</i> IF1	Lodos de depuradora, suelo, lodo	Christensen et al., 2016
<i>Metanospirillum hungatei</i> IF1	Lodos de depuradora, suelo, lodo	Yu et al., 2018

#### Elaboración propia

Las clases de microbios empleados como estrategias de mitigación de mercurio en diversas fuentes ambientales son aquellas que pertenecen al tipo de bacterias y arqueas, siendo la clase de bacterias las delataprote las más comunes y las firmicutes, mientras que en las arqueas la clase de metanomicrobia es la más usada con el 100% de investigadores que lo aplican.

Y es que las arqueas como la delataproteobacterias está involucrada en el proceso de metilación del Hg, específicamente los organismos metanogénicos, juegan un papel en la metilación del mercurio en la naturaleza. Es así como lo demuestran Villar Emilie et al., 2020, Gilmour Cynthia C., et al., 2018 y Yu et al., 2018.

Pero también, Gilmour Cynthia C., et al., 2018, demostró que la producción de  $CH_3Hg^+$  está mediada por arqueas metanogénicas, adicionalmente que las cepas de metanógenos incluyendo *Methanocorpusculum bavaricum*, *Methanocella paludicola* SANA E, *Methanosphaerula palustris* E1-9c, *Methanofollis liminatans* GKZPZ, *Metanospirillum hungatei* JF-1 (5), *Methanolobus tindarius* y *Methanomethylovorans hollandica* produjeron  $CH_3Hg^+$  a diferentes tasas; sin embargo, *Methanococcoides methylutense* encontró incapaz de metilación.

Además, el sulfuro inhibe la producción de  $CH_3Hg^+$ , lo que indica que los metanógenos y las deltaproteobacterias responden a la formación de complejos con Hg de la misma manera Ghimire (Prakriti S. et al., 2019).

Pero, las bacterias que metilan Hg, incluidas *Desulfovibrio desulfuricans*, *Desulfobulbus propionicus*, *Geobacter sulfurreducens* y *Desulfovibrio magneticus*, se ven afectadas en gran medida por los factores geoquímicos. Por ejemplo, el sistema de aguas residuales dentales generalmente está dominado por Actinobacteria, Proteobacteria, Chloroflexi y Bacteroidetes debido al impacto de las altas cargas de Hg (Rani Asha et al., 2016, p.2).

Encontramos que las tasas de metilación varían inherentemente entre hgcAB +metanógenos, pero que varias especies son capaces de producir MeHg a tasas que rivalizan con las de las bacterias reductoras de hierro y sulfato de metilación de Hg más conocidas; por ello, es posible que sea necesario considerar los metanógenos de la misma manera que los sulfatos y los reductores de hierro en las evaluaciones de la producción de MeHg en la naturaleza (Gilmour C. et al., 2018).

Así también, se clasificó cuáles son las estrategias de remediación utilizadas para mitigar el mercurio en diversas fuentes ambientales; siendo mostrados los resultados en la tabla 4.

**Tabla N°4: Estrategias de remediación**

<b>Estrategia utilizada</b>	<b>tipo de medio</b>	<b>-Capacidad de adsorción (mg/g) - Capacidad de remoción de Hg %</b>	<b>Referencias</b>
<b>Zeolita Linde Tipo A</b>			
<b>Cenizas volátiles de carbón</b>	Magnetosferas de las cenizas volantes	94%	Attari Mahshid et al., 2017
<b>Cenizas volátiles de carbón</b>	recolectadas de diferentes centrales eléctricas	87%	Yang Jianping et al., 2017
<b>Grafeno</b>			
<b>Óxido de grafeno</b>		68,8 mg/g	

<b>Óxido de grafeno magnético</b>	Agua que contiene Hg <sup>2+</sup>	71,3 mg/g	Wang Liuwei et al., 2020
<b>Óxido de grafeno de plata</b>		280,8	
<b>Ditiocarbamato Magnético Óxido de grafeno</b>		181,82 mg/g	
<b>Oligonucleótido de timina Óxido de grafeno</b>		180,18 mg/g	
<b>Fitorremediación</b>			
<b><i>Oxalis corniculata</i> L.</b>	Suelos contaminados con Hg	50 %	Liu Zhongchuan et al., 2018
<b>Festuca rubra</b>	Estudio de campo/área minera	67% 84 mg/kg	Fernández S. et al., 2017
<b>Leontodon taraxacoides</b>		69% 78 mg/kg	
<b><i>Brassica juncea</i> y <i>Lupinus. albus</i></b>	Suelo multicontaminado	45%	Franchi E. et al., 2017
<b>Material derivado de residuos/Biochar/Carbón activado/Bio-sorbentes</b>			
<b>Cáscara de arroz</b>	suelo contaminado con Hg	73%	Beckers Felix et al., 2019
<b>Algas marinas (sargazo y la enteromorfa)</b>	Gases de combustión simulado	91%	Liu Ziyang et al., 2018
<b>Aserrín de pino</b>	Medio acuoso	60,76 mg/g	Huang Yao et al., 2019
<b>Neumático de desecho</b>	No indica	95%	Li Guoliang et al., 2016
<b>Aserrín de madera de abeto</b>	Agua contaminada por efluentes con iones metales pesados	129 mg/g 91.3%	Kazemi F. et al., 2016
<b>Residuos de madera</b>	Agua residual	66,5 mg/g 96.5%	Sajjadi Seyed A. et al., 2018
<b>Remediación a base de algas y hongos</b>			
<b><i>Ulva lactuca</i></b>	Aguas residuales que contienen Hg <sup>2+</sup>	99%	Henriques Bruno et al., 2016
<b><i>Gracilaria gracilis</i></b>			
<b><i>Fucus vesiculosus</i></b>			
<b><i>Aspergillus</i> sp. A31</b>	Estudio in vitro	100%	

<b><i>Curvularia geniculata</i> P1</b>			Pietro-Souza W. et al., 2020
<b><i>Lindgomycetaceae</i> P87</b>			
<b><i>Westerdykella</i> sp. P71</b>			
<b><i>Aspergillus niger</i></b>	Agar papa	>95%	Hindersah R. et al., 2018
<b><i>Aspergillus flavus</i></b>	dextrosa (PDA) suplementado con HgCl <sub>2</sub>	25 mg/kg	
<b>Nanomateriales</b>			
<b>Nanohoja de MoS<sub>2</sub></b>	No indica	2563 mg/g 99,8%	Al Kelong et al., 2016
<b>Sílice mesoporosa</b>	No indica	42.8 mg/g 95 %	Kenawy I. et al., 2018
<b>Nanopartícula Ti-Al-Ce</b>	Gases de combustión simulados	80,5 %	Zhang Juny et al., 2017
<b>Nanocelulosa</b>	No indica	98.6 mg/g 98,6%	Ram B. y Chauhan G., 2018
<b>Otro material</b>			
<b>Birnesita</b>	Sedimentos contaminados con Hg in situ	97%	Leven Alexander et al., 2018
<b>Pirolusita</b>		93%	Vlassopoulos Dimitri et al., 2018
<b>Resina quelante</b>	Agua que contiene Hg <sup>2+</sup>	526,9 mg/g 79%	Xiong Chunhua et al., 2016

#### *Elaboración propia*

De acuerdo a la tabla 4, las estrategias de remediación utilizadas para mitigar el mercurio en diversas fuentes ambientales son la zeolita Linde Tipo A, el grafeno, la fitorremediación, los materiales carbonosos, la remediación a base de algas y hongos; siendo en su mayoría los materiales derivado de residuos en el Biochar, Carbón activado o Bio-sorbentes los más usados seguido de los nanomateriales.

Y eso se debe, a que, en los últimos años, los biochar magnéticos (MBC) han ganado mucha atención en el tratamiento de Hg (0) de gases de combustión (Yang Jianping et al., 2016, p.2).

Siendo que el tratamiento de gases de combustión a base de biocarbón es un enfoque prometedor para eliminar el Hg (0), pero otros componentes en los gases de

combustión tendrán un efecto en la eficiencia de la eliminación (Liu Ziyang et al., 2018).

Varios estudios investigaron el efecto de la eliminación de Hg(0) en los gases de combustión con base en biocarbón modificado, donde, ciertos grupos funcionales (p. ej., C enlace sencillo O, C enlace sencillo Cl, C enlace sencillo I, C doble enlace O) resultaron ser los sitios activados y mejoraron la eficiencia de eliminación de Hg(0) descubrieron que es el doble enlace grupo C O el que actúa como aceptor de electrones, promoviendo así la transferencia de electrones para la oxidación del Hg (0) (Wang Rong Z. et al., 2020, p.2).

Además, los nanomateriales basados en carbono, como los nanotubos de carbono (CNT), están ganando mucho interés y, para mejorar su interactividad, se introducen grupos amina o tiol mediante funcionalización química.

Estas técnicas de remediación basadas en la nanotecnología llamaron la atención sobre la eliminación de metales pesados del agua, el aire y el suelo, debido a su bajo costo, no son peligrosas para el medio ambiente y su alta eficacia. Es así como Jampaiah Deshetti et al., (2019, p.3), utilizó  $MnO_x$ - $FeO_x$ - $CrO_x$  compatibles con nanovarillas de  $TiO_2$  catalizador y llevó a cabo la eliminación de Hg (~ 80–83%) a baja temperatura en presencia de oxígeno.

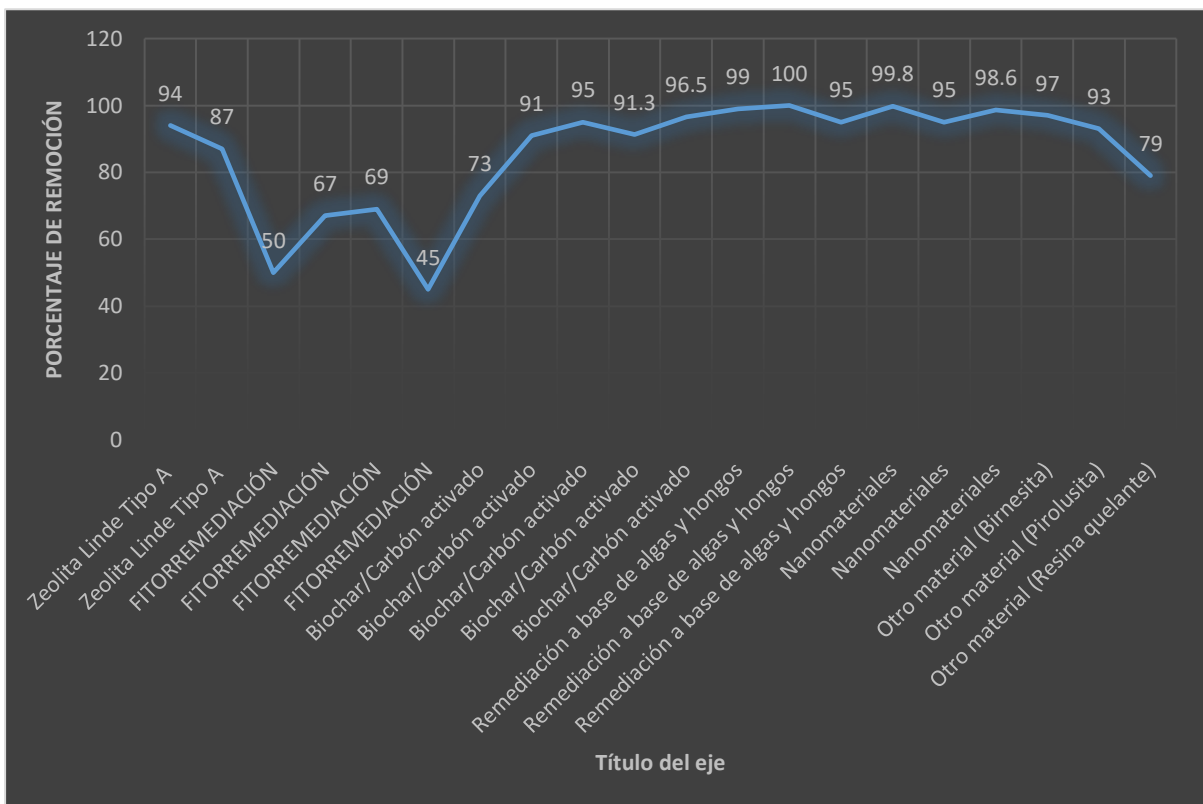
A igual que la afirmación anterior, el investigador Chalkidis A. et al., (2019, p.6); llevó a cabo la máxima eliminación de mercurio elemental con la ayuda de nanotubos de  $\alpha$ - $MnO_2$ ; afirmando que los materiales de adsorción remedian el Hg por adsorción en estructuras internas y en la superficie. Así también lo confirman, Al Kelong et al., 2016, Kenawy I. et al., 2018, Zhang Juny et al., 2017, Ram B. y Chauhan G., 2018.

Pero presentando oposición a lo anteriormente mencionado se encuentran los investigadores quienes señalan que las técnicas innovadoras para el tratamiento de contaminantes Hg del suelo, el agua y el aire se basan en materiales y organismos como bacterias, algas y metabolismo de las plantas; siendo ello afirmado por Liu Zhongchuang et al., 2018, Fernández S. et al., 2017 y Franchi E. et al., 2017, quienes utilizan la fitorremediación como estrategia de remediación contra el Hg y sus diversas formas en diferentes medios y condiciones.

Ello también es respaldado por Liu Ziyang et al., 2018, quien presenta optimos resultados en la eliminación del Hg utilizando algas marinas. Así también respaldan esta aseveración Huang Yao et al., 2019, Li Guoliang et al., 2016, Kazemi F. et al., 2016 y Sajjadi Seyed A. et al., 2018.

Por otro lado, se analizó cuál es la mayor absorción de mercurio que se genera con diversas estrategias de remediación utilizadas para mitigar el mercurio en diversas fuentes ambientales, presentando los resultados en el gráfico 2.

**Gráfico N°2:** Mayor absorción de mercurio que se genera con diversas estrategias de remediación



*Elaboración propia*

De acuerdo al gráfico 2 respecto a la tabla 4 se tiene que la mayor absorción de mercurio que se genera con diversas estrategias de remediación en diversas fuentes ambientales es la generada por el biocarbón o carbón activado, el uso de materiales y organismos como bacterias, algas, metabolismo de las plantas y los nanomateriales; siendo esto demostrado con la línea de tendencia que va en incremento de un 60 a 70% a un 90 a 100% de adsorción usando las técnicas ya mencionadas.

Y ello se debe a que la capacidad de la planta para acumular altas concentraciones de metales tóxicos sobre el suelo por flujo natural o evaluación de microorganismos se debe a la hiperacumulación y muchas especies de plantas son reportadas como hiperacumuladoras de H; siendo ello demostrado por Liu Zhongchuang et al., 2018, Fernández S. et al., 2017 y Franchi E. et al., 2017.

En general, la fitorremediación de sitios contaminados con mercurio es un enfoque prometedor debido a los bajos impactos ambientales y la simplicidad de operación (Xun Yu et al., 2017). Lo que es rechazado por Marrugo Negrete J. et al., (2016, p.3), quien manifiesta que la fitorremediación lleva mucho tiempo en la mayoría de los casos, y la eficacia de la remediación está limitada por la profundidad de la raíz y la biodisponibilidad del metal pesado, lo que lo convierte en un problema difícil y puede causar riesgos para la salud si no se trata adecuadamente.

Por otro lado, los materiales derivados de biomasa que incluyen biocarbón y carbón activado al ser materiales porosos presentan un área superficial alta, el cual los convierte en beneficiosos para la adsorción e inmovilización del mercurio (Liu Ziyang et al., 2018).

Así la sílice mesoporosa también se aplica con frecuencia debido a una relación de área superficial a volumen significativamente mayor, pero rara vez se usa sola sin modificaciones; como lo muestra Kenawy I. et al., 2018, en la tabla 4, y después de la funcionalización de diferentes tipos de nanomateriales, la capacidad de adsorción de Hg aumenta significativamente.

Así también, la eficiencia promedio de remoción de ceniza de carbón (CFA-ZA) para Hg(II) fue de 94% con 10 mg/L de concentración inicial que es comparable con el carbón activado y se observó que CFA-ZA tiene una fuerte afinidad por el Hg(II) en todas las proporciones de adsorbente/solución examinadas (Alimohammady M. et al., 2018, p.1).

En el estudio de Huang Yao et al., 2019, se demuestra el potencial del biocarbón modificado con tiol para la eliminación de mercurio (especialmente CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup>) del agua; donde entre todos los biochars crudos y modificados con tiol, 3BS (biochar modificado con tiol de pirólisis 300 °C) tenía las mayores capacidades de adsorción Langmuir de Hg<sup>2+</sup> (126,62 mg/g) y CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup> (60,76 mg/g).



## V. CONCLUSIONES

De acuerdo al objetivo del estudio de determinar cuáles son las estrategias más relevantes que mitigan el mercurio en diversas fuentes ambientales, se pudo obtener que las bacterias reductoras se han convertido en las cepas microbianas dominantes responsables de la metilación de Hg, sin embargo, a pesar de ello, existen estrategias utilizadas con mejores resultados de absorción, siendo el biocarbón y el uso de plantas quienes se roban mayor interés, pudiendo detallar esta conclusión a continuación:

Las clases de microbios empleados como estrategias de mitigación de mercurio en diversas fuentes ambientales son aquellas que pertenecen al tipo de bacterias y arqueas, siendo la clase de bacterias las deltaprote las más comunes y las firmicutes, mientras que en las arqueas la clase de metanomicrobia es la más usada con el 100% de investigadores que lo aplican. Y es que las arqueas como la deltaproteobacterias está involucrada en el proceso de metilación del Hg, específicamente los organismos metanogénicos, juegan un papel en la metilación del mercurio en la naturaleza.

Las estrategias de remediación utilizadas para mitigar el mercurio en diversas fuentes ambientales son la zeolita Linde Tipo A, el grafeno, la fitorremediación, los materiales carbonosos, la remediación a base de algas y hongos; siendo en su mayoría los materiales derivado de residuos en el Biochar, Carbón activado o Bio-sorbentes los más usados seguido de los nanomateriales.

La mayor absorción de mercurio que se genera con diversas estrategias de remediación utilizadas para mitigar el mercurio en diversas fuentes ambientales es la generada por el biocarbón o carbón activado, el uso de materiales y organismos como bacterias, algas, metabolismo de las plantas y los nanomateriales; siendo esto demostrado con la línea de tendencia que va en incremento de un 60 a 70% a un 90 a 100% de adsorción. Y ello se debe a que la capacidad de la planta para acumular altas concentraciones de metales tóxicos sobre el suelo por flujo natural o evaluación de microorganismos se debe a la hiperacumulación y muchas especies de plantas son reportadas como hiperacumuladoras de H. Así también, los materiales derivados de biomasa que incluyen biocarbón y carbón activado al ser materiales porosos presentan un área superficial alta, el cual los convierte en beneficiosos para la adsorción e inmovilización del mercurio.

## **VI. RECOMENDACIONES**

De acuerdo al análisis realizado de diversos estudios a nivel mundial se pueden recomendar los siguientes puntos:

Se considera necesario que las entidades biológicas relacionadas con la metilación y la desmetilación se investiguen a gran escala, esto debido a que, con un estudio como tal se podrían ayudar en la identificación de las especies más eficientes para controlar aún más los procesos de metilación del mercurio.

Es necesario estimar los niveles de mercurio en ambientes acuáticos, suelos y reservorios de criosfera en todo el mundo e identificar los factores clave asociados con sus depósitos, ya que, los factores ambientales pueden afectar los procesos de metilación tanto bióticos como abióticos al mismo tiempo.

Debido al alto costo de algunos métodos como la adsorción por carbón activado es un obstáculo para aplicaciones a gran escala, ya que, cuando se trata de la estabilización y contención del mercurio en el suelo utilizando tecnologías adecuadas para su aplicación en grandes sitios, se debe realizar un seguimiento a largo plazo de la estabilidad del mercurio, por ello se recomienda realizar estudios económicamente viables con su aplicación a gran escala.

Además, se deben realizar más estudios para examinar la eficacia de adsorción de los adsorbentes carbonosos y nanomateriales en soluciones ambientalmente relevantes, ya que la química de la solución afecta en gran medida su rendimiento de adsorción.

## REFERENCIAS

1. Al, Kelong, et al. MoS<sub>2</sub> nanosheets with widened interlayer spacing for high-efficiency removal of mercury in aquatic systems. *Advanced Functional Materials*, 2016, vol. 26, no 30, p. 5542-5549. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/adfm.201601338>
2. ALIMOHAMMADY, Mobina, et al. Design and evaluation of functionalized multi-walled carbon nanotubes by 3-aminopyrazole for the removal of Hg (II) and As (III) ions from aqueous solution. *Research on Chemical Intermediates*, 2018, vol. 44, no 1, p. 69-92. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11164-017-3091-4>
3. ATTARI, Mahshid, et al. A low-cost adsorbent from coal fly ash for mercury removal from industrial wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2017, vol. 5, no 1, p. 391-399. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.12.014>
4. BEBBINGTON, Anthony J., et al. Resource extraction and infrastructure threaten forest cover and community rights. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2018, vol. 115, no 52, p. 13164-13173. Disponible en: <https://doi.org/10.1073/pnas.1812505115>
5. BECKERS, Felix; RINKLEBE, Jörg. Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2017, vol. 47, no 9, p. 693-794. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1326277>
6. BECKERS, Felix, et al. Impact of biochar on mobilization, methylation, and ethylation of mercury under dynamic redox conditions in a contaminated floodplain soil. *Environment international*, 2019, vol. 127, p. 276-290. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.040>
7. Branco, V., Aschner, M., & Carvalho, C. (2021). Neurotoxicity of mercury: An old issue with contemporary significance. *Advances in Neurotoxicology*, 239–262. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/bs.ant.2021.01.001>

8. BUDNIK, Lygia Therese; CASTELEYN, Ludwine. Mercury pollution in modern times and its socio-medical consequences. *Science of The Total Environment*, 2019, vol. 654, p. 720-734. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.408>
9. CHALKIDIS, Anastasios, et al. Regenerable  $\alpha$ -MnO<sub>2</sub> nanotubes for elemental mercury removal from natural gas. *Fuel processing technology*, 2019, vol. 193, p. 317-327. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2019.05.034>
10. CHRISTENSEN, Geoff A., et al. Development and validation of broad-range qualitative and clade-specific quantitative molecular probes for assessing mercury methylation in the environment. *Applied and environmental microbiology*, 2016, vol. 82, no 19, p. 6068-6078. Disponible en: <https://doi.org/10.1128/AEM.01271-16>
11. DE LEÓN-MARTÍNEZ, Lorena Díaz, et al. Analysis of urinary metabolites of polycyclic aromatic hydrocarbons in precarious workers of highly exposed occupational scenarios in Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, vol. 28, no 18, p. 23087-23098. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12413-y>
12. DEBURE, Mathieu, et al. Influence of soil redox state on mercury sorption and reduction capacity. *Science of The Total Environment*, 2020, vol. 707, p. 136069. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136069>
13. DIETZ, Rune, et al. A risk assessment of the effects of mercury on Baltic Sea, Greater North Sea and North Atlantic wildlife, fish and bivalves. *Environment International*, 2021, vol. 146, p. 106178. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106178>
14. FERREIRA, Gonzalo, et al. Functional consequences of lead and mercury exposomes in the heart. *Molecular aspects of medicine*, 2021, p. 101048. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.mam.2021.101048>
15. FERNÁNDEZ, S., et al. Phytoremediation capability of native plant species living on Pb-Zn and Hg-As mining wastes in the Cantabrian range, north of Spain. *Journal of Geochemical Exploration*, 2017, vol. 174, p. 10-20. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.05.015>

16. FRANCHI, Elisabetta, et al. Phytoremediation of a multi contaminated soil: mercury and arsenic phytoextraction assisted by mobilizing agent and plant growth promoting bacteria. *Journal of soils and sediments*, 2017, vol. 17, no 5, p. 1224-1236. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1346-5>
17. GHIMIRE, Prakriti Sharma, et al. Microbial mercury methylation in the cryosphere: Progress and prospects. *Science of The Total Environment*, 2019, vol. 697, p. 134150. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134150>
18. GILMOUR, Cynthia C., et al. Robust mercury methylation across diverse methanogenic Archaea. *MBio*, 2018, vol. 9, no 2, p. e02403-17. Disponible en: <https://doi.org/10.1128/mBio.02403-17>
19. GRIMALDI, Michel, et al. Impact of gold mining on mercury contamination and soil degradation in Amazonian ecosystems of French Guiana. Land-use change impacts on soil processes-tropical and Savannah ecosystems. Boston: Cab International, 2015, p. 95-106. Disponible en: [https://books.google.es/books?id=JhfGCgAAQBAJ&lpg=PA95&ots=s3sGTJa\\_GV&dq=mercury%20contamination%20in%20soil&lr&hl=es&pg=PA95#v=onepage&q=mercury%20contamination%20in%20soil&f=false](https://books.google.es/books?id=JhfGCgAAQBAJ&lpg=PA95&ots=s3sGTJa_GV&dq=mercury%20contamination%20in%20soil&lr&hl=es&pg=PA95#v=onepage&q=mercury%20contamination%20in%20soil&f=false)
20. GYAMFI, Opoku, et al. Contamination, exposure and risk assessment of mercury in the soils of an artisanal gold mining community in Ghana. *Chemosphere*, 2021, vol. 267, p. 128910. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128910>
21. GYAMFI, Opoku, et al. Contamination, exposure and risk assessment of mercury in the soils of an artisanal gold mining community in Ghana. *Chemosphere*, 2021, vol. 267, p. 128910. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128910>
22. HE, Feng, et al. In situ remediation technologies for mercury-contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, vol. 22, no 11, p. 8124-8147. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4316-y>
23. HENRIQUES, Bruno, et al. Study on bioaccumulation and biosorption of mercury by living marine macroalgae: prospecting for a new remediation

- biotechnology applied to saline waters. *Chemical Engineering Journal*, 2015, vol. 281, p. 759-770. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.07.013>
24. HINDERSAH, Reginawanti, et al. Mercury contamination in soil, tailing and plants on agricultural fields near closed gold mine in Buru Island, Maluku. *Journal of Degraded and Mining Lands Management*, 2018, vol. 5, no 2, p. 1027. Disponible en: <https://doi.org/10.15243/jdmlm.2018.052.1027>
25. HINDERSAH, Reginawanti, et al. Isolation of mercury-resistant fungi from mercury-contaminated agricultural soil. *Agriculture*, 2018, vol. 8, no 3, p. 33. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/agriculture8030033>
26. HUANG, Yao, et al. Highly efficient removal of aqueous Hg<sup>2+</sup> and CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup> by selective modification of biochar with 3-mercaptopropyltrimethoxysilane. *Chemical Engineering Journal*, 2019, vol. 360, p. 1646-1655. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.10.231>
27. JALBERT, Kirk, et al. (ed.). *ExtrACTION: Impacts, engagements, and alternative futures*. Routledge, 2017. Disponible en: <https://doi.org/10.1146/annurev-anthro-102317-050156>
28. JALBERT, Kirk, et al. (ed.). *ExtrACTION: Impacts, engagements, and alternative futures*. Routledge, 2017. Disponible en: <https://books.google.es/books?id=xDwIDwAAQBAJ&lpg=PT21&ots=J7CBeuN9ly&dq=Impacts%20of%20Oil%20and%20Mineral%20Extraction&lr&hl=es&pg=PT21#v=onepage&q=Impacts%20of%20Oil%20and%20Mineral%20Extraction&f=false>
29. JAMPAIAH, Deshetti, et al. Low-temperature elemental mercury removal over TiO<sub>2</sub> nanorods-supported MnOx-FeOx-CrOx. *Catalysis Today*, 2019, vol. 324, p. 174-182. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2018.11.049>
30. JINADASA, B. K. K. K., et al. Mitigating the impact of mercury contaminants in fish and other seafood—A review. *Marine Pollution Bulletin*, 2021, vol. 171, p. 112710. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112710>
31. KAZEMI, Fatemeh, et al. Thiol-incorporated activated carbon derived from fir wood sawdust as an efficient adsorbent for the removal of mercury ion: Batch

and fixed-bed column studies. *Process Safety and Environmental Protection*, 2016, vol. 100, p. 22-35. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2015.12.006>

32. KENAWY, I. M. M., et al. Use of microwave irradiation for modification of mesoporous silica nanoparticles by thioglycolic acid for removal of cadmium and mercury. *Microporous and Mesoporous Materials*, 2018, vol. 258, p. 217-227. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2017.09.021>
33. KOELMEL, Jeremy, et al. Metalliferous waste in India and knowledge explosion in metal recovery techniques and processes for the prevention of pollution. En *Environmental Materials and Waste*. Academic Press, 2016. p. 339-390. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803837-6.00015-9>
34. KÜPPER, Hendrik; ANDRESEN, Elisa. Mechanisms of metal toxicity in plants. *Metallomics*, 2016, vol. 8, no 3, p. 269-285. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/c5mt00244c>
35. LEVEN, Alexander, et al. Characterization of manganese oxide amendments for in situ remediation of mercury-contaminated sediments. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2018, vol. 20, no 12, p. 1761-1773. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C7EM00576H>
36. LEWIS, Ariel S., et al. Mercury remediation in wetland sediment using zero-valent iron and granular activated carbon. *Environmental Pollution*, 2016, vol. 212, p. 366-373. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.11.047>
37. LI, Guoliang, et al. Removal of element mercury by medicine residue derived biochars in presence of various gas compositions. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, vol. 298, p. 162-169. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.05.031>
38. LI, Rui, et al. Transgenic merA and merB expression reduces mercury contamination in vegetables and grains grown in mercury-contaminated soil. *Plant Cell Reports*, 2020, vol. 39, no 10, p. 1369-1380. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00299-020-02570-8>

39. LIN, Xiaoying, et al. Understanding the hepatotoxicity of inorganic mercury through guts: Perturbance to gut microbiota, alteration of gut-liver axis related metabolites and damage to gut integrity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, vol. 225, p. 112791. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112791>
40. LIU, Weiwei, et al. Hyperspectral inversion of mercury in reed leaves under different levels of soil mercury contamination. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, vol. 27, no 18, p. 22935-22945. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08807-z>
41. LIU, Zhongchuang, et al. Enhancer assisted-phytoremediation of mercury-contaminated soils by *Oxalis corniculata* L., and rhizosphere microorganism distribution of *Oxalis corniculata* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, vol. 160, p. 171-177. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.05.041>
42. LIU, Ziyang, et al. Removal of elemental mercury by bio-chars derived from seaweed impregnated with potassium iodine. *Chemical engineering journal*, 2018, vol. 339, p. 468-478. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.01.148>
43. MAHBUB, Khandaker Rayhan, et al. Are the existing guideline values adequate to protect soil health from inorganic mercury contamination?. *Environment international*, 2018, vol. 117, p. 10-15. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.037>
44. MAHBUB, Khandaker Rayhan, et al. Long-lasting effect of mercury contamination on the soil microbiota and its co-selection of antibiotic resistance. *Environmental Pollution*, 2020, vol. 265, p. 115057. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115057>
45. MAKAROVA, Anna S., et al. Development of a technology for immobilizing mercury in solid mercury-containing wastes. *Cleaner Engineering and Technology*, 2020, p. 100030. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.clet.2020.100030>



46. MAKAROVA, Anna; FEDOSEEV, Andrew; YAKUBOVICH, Liubov. Research on green technologies for immobilizing mercury in waste to minimize chemical footprint. *Pure and Applied Chemistry*, 2020, vol. 92, no 4, p. 557-565. Disponible en: <https://doi.org/10.1515/pac-2019-0813>
47. MALLONGI, Anwar, et al. Potential ecological risks of mercury contamination along communities area in tonasa cement industry Pangkep, Indonesia. *Enfermeria clinica*, 2020, vol. 30, p. 119-122. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.enfcli.2019.10.054>
48. MANTEY, J., et al. Mercury contamination of soil and water media from different illegal artisanal small-scale gold mining operations (galamsey). *Heliyon*, 2020, vol. 6, no 6, p. e04312. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04312>
49. MARRUGO-NEGRETE, José, et al. Screening of native plant species for phytoremediation potential at a Hg-contaminated mining site. *Science of the total environment*, 2016, vol. 542, p. 809-816. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.117>
50. MARTINEZ, Gerardo, et al. Mercury contamination in riverine sediments and fish associated with artisanal and small-scale gold mining in Madre de Dios, Peru. *International journal of environmental research and public health*, 2018, vol. 15, no 8, p. 1584. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/ijerph15081584>
51. MBANGA, Odwa, et al. Mercury accumulation and biotransportation in wetland biota affected by gold mining. *Environmental monitoring and assessment*, 2019, vol. 191, no 3, p. 1-12. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7329-z>
52. MOHAN, Mahesh; CHANDRAN, MS Shylesh; RAMASAMY, E. V. Mercury contamination at Vembanad Lake and near-shore regions in the southwest coast of India. *Regional Studies in Marine Science*, 2021, vol. 44, p. 101754. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101754>
53. MUNSON, Kathleen M., et al. Dynamic mercury methylation and demethylation in oligotrophic marine water. *Biogeosciences*, 2018, vol. 15, no 21, p. 6451-6460. Disponible en: <https://doi.org/10.5194/bg-15-6451-2018>

54. OBIRI-YEBOAH, Abena, et al. Assessing potential health effect of lead and mercury and the impact of illegal mining activities in the Bonsa river, Tarkwa Nsuaem, Ghana. *Scientific African*, 2021, vol. 13, p. e00876. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2021.e00876>
55. OGONOWSKI, Szymon, et al. Comparison of wet and dry grinding in electromagnetic mill. *Minerals*, 2018, vol. 8, no 4, p. 138. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/min8040138>
56. OWUSU-NIMO, Frederick, et al. Spatial distribution patterns of illegal artisanal small scale gold mining (Galamsey) operations in Ghana: A focus on the Western Region. *Heliyon*, 2018, vol. 4, no 2, p. e00534. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2018.e00534>
57. PIETRO-SOUZA, William, et al. Mercury resistance and bioremediation mediated by endophytic fungi. *Chemosphere*, 2020, vol. 240, p. 124874. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124874>
58. PODAR, Mircea, et al. Global prevalence and distribution of genes and microorganisms involved in mercury methylation. *Science advances*, 2015, vol. 1, no 9, p. e1500675. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500675>
59. QU, Rui, et al. The mercury behavior and contamination in soil profiles in mun river basin, northeast Thailand. *International journal of environmental research and public health*, 2019, vol. 16, no 21, p. 4131. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/ijerph16214131>
60. RAM, Bhagat; CHAUHAN, Ghanshyam S. New spherical nanocellulose and thiol-based adsorbent for rapid and selective removal of mercuric ions. *Chemical Engineering Journal*, 2018, vol. 331, p. 587-596. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.08.128>
61. RANI, Asha, et al. Geochemical influences and mercury methylation of a dental wastewater microbiome. *Scientific reports*, 2015, vol. 5, no 1, p. 1-20. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/srep12872>
62. RIAZ, Arjumand, et al. Mercury contamination in water and sediments and the associated health risk: a case study of artisanal gold-mining. *Mine Water and*

- the Environment, 2019, vol. 38, no 4, p. 847-854. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10230-019-00613-5>
63. RIMONDI, V., et al. A 200 km-long mercury contamination of the Paglia and Tiber floodplain: Monitoring results and implications for environmental management. Environmental Pollution, 2019, vol. 255, p. 113191. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113191>
64. ROMANO, Fulvio; DI CAPRIO, Francesco; MERCURIO, Umberto. Compression after impact analysis of composite panels and equivalent hole method. Procedia engineering, 2016, vol. 167, p. 182-189. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.686>
65. SAJJADI, Seyed-Ali, et al. Efficient mercury removal from wastewater by pistachio wood wastes-derived activated carbon prepared by chemical activation using a novel activating agent. Journal of Environmental Management, 2018, vol. 223, p. 1001-1009. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.077>
66. SARFO, Daniel K., et al. Rapid detection of mercury contamination in water by surface enhanced Raman spectroscopy. RSC advances, 2017, vol. 7, no 35, p. 21567-21575. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C7RA02209C>
67. SCALA, Fabrizio; CIMINO, Stefano. Elemental mercury capture and oxidation by a regenerable manganese-based sorbent: The effect of gas composition. Chemical Engineering Journal, 2015, vol. 278, p. 134-139. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.11.094>
68. SUN, Yunan, et al. Behaviour of mercury during Co-incineration of sewage sludge and municipal solid waste. Journal of Cleaner Production, 2020, vol. 253, p. 119969. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.119969>
69. SYALOVÁ, Jiřina, et al. Mercury species in formerly contaminated soils and released soil gases. Science of the Total Environment, 2017, vol. 584, p. 1032-1039. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.157>
70. SMOLINSKA, Beata; SZCZODROWSKA, Agnieszka. Antioxidative response of *Lepidium sativum* L. during assisted phytoremediation of Hg contaminated


- soil. *New biotechnology*, 2017, vol. 38, p. 74-83. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2016.07.004>
71. TARASOVA, Natalia P., et al. Green chemistry and sustainable development: approaches to chemical footprint analysis. *Pure and Applied Chemistry*, 2018, vol. 90, no 1, p. 143-155. Disponible en: <https://doi.org/10.1515/pac-2017-0608>
72. TSANG, Vivian WL, et al. Occupational health programs for artisanal and small-scale gold mining: A systematic review for the WHO global plan of action for workers' health. *Annals of global health*, 2019, vol. 85, no 1. Disponible en: <https://doi.org/10.5334/aogh.2592>
73. VERMA, Rohit Kumar; SANKHLA, Mahipal Singh; KUMAR, Rajeev. Mercury Contamination in Water & Its Impact on Public Health. *International Journal of Forensic Science*, 2018, vol. 1, no 2. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/331633682\\_Mercury\\_Contamination\\_in\\_Water\\_Its\\_Impact\\_on\\_Public\\_Health](https://www.researchgate.net/publication/331633682_Mercury_Contamination_in_Water_Its_Impact_on_Public_Health)
74. VILLAR, Emilie; CABROL, Léa; HEIMBÜRGER-BOAVIDA, Lars-Eric. Widespread microbial mercury methylation genes in the global ocean. *Environmental microbiology reports*, 2020, vol. 12, no 3, p. 277-287. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/1758-2229.12829>
75. VLASSOPOULOS, Dimitri, et al. Manganese (iv) oxide amendments reduce methylmercury concentrations in sediment porewater. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2018, vol. 20, no 12, p. 1746-1760. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C7EM00583K>
76. WANG, Liuwei, et al. Remediation of mercury contaminated soil, water, and air: A review of emerging materials and innovative technologies. *Environment international*, 2020, vol. 134, p. 105281. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105281>
77. WANG, Rong-Zhong, et al. Eliminación sinérgica de cobre y tetraciclina de una solución acuosa mediante biocarbón derivado de bambú activado por vapor. *Revista de materiales peligrosos*, 2020, vol. 384, pág. 121470. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121470>

78. WANG, Liuwei, et al. Remediation of mercury contaminated soil, water, and air: A review of emerging materials and innovative technologies. *Environment international*, 2020, vol. 134, p. 105281. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105281>
79. WASSERM, Julio Cesar, et al. Mercury contamination in the sludge of drinking water treatment plants dumping into a reservoir in Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, vol. 25, no 28, p. 28713-28724. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2899-9>
80. XIONG, Chunhua, et al. Selective removal of Hg (II) with polyacrylonitrile-2-amino-1, 3, 4-thiadiazole chelating resin: batch and column study. *Chemical engineering journal*, 2016, vol. 259, p. 257-265. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.07.114>
81. XUN, Yu, et al. Mercury accumulation plant *Cyrtomium macrophyllum* and its potential for phytoremediation of mercury polluted sites. *Chemosphere*, 2017, vol. 189, p. 161-170. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.055>
82. YANG, Jianping, et al. Mercury removal from flue gas by magnetospheres present in fly ash: role of iron species and modification by HF. *Fuel Processing Technology*, 2017, vol. 167, p. 263-270. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2017.07.016>
83. YANG, Jianping, et al. Mercury removal by magnetic biochar derived from simultaneous activation and magnetization of sawdust. *Environmental Science & Technology*, 2016, vol. 50, no 21, p. 12040-12047. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03743>
84. ZHANG, H.; HOLMES, C. D.; WU, Shiliang. Impacts of changes in climate, land use and land cover on atmospheric mercury. *Atmospheric Environment*, 2016, vol. 141, p. 230-244. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.06.056>
85. ZHANG, Junyi, et al. A sol-gel Ti-Al-Ce-nanoparticle catalyst for simultaneous removal of NO and Hg<sub>0</sub> from simulated flue gas. *Chemical Engineering Journal*,

2017, vol. 313, p. 1535-1547. Disponible en:  
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.11.039>

86. ZHANG, Man-Yin, et al. Distribution characteristics of mercury in reed leaves from the Jiapigou gold mine in the Songhua River upstream. Huan jing ke xue= Huanjing kexue, 2018, vol. 39, no 1, p. 415-421. Disponible en:  
<https://doi.org/10.13227/j.hjkx.201706252>

ANEXOS N° 1:

		<b>FICHA DE ANÁLISIS DE CONTENIDO</b>	
<b>DATOS DEL AUTOR: NOMBRE(S)</b>			
<b>PAGINAS UTILIZADAS</b>		<b>AÑO DE PUBLICACION</b>	<b>LUGAR DE PUBLICACION</b>
<b>TIPO DE INVESTIGACION:</b>			
<b>CÓDIGO:</b>			
<b>PALABRAS CLAVES:</b>		Mercury Mitigation, environmental sources	
<b>MICROBIOS USADOS PARA LA MITIGACION DE MERCURIO</b>			
<b>MAYOR ABSORCION DE MERCURIO</b>			
<b>REMIEDIACIONES UTILIZADAS PARA MITIGAR EL MERCURIO</b>			
<b>RESULTADOS:</b>			
<b>CONCLUSIONES:</b>			

Elaboración propia