

**INMOVILIZACIÓN QUÍMICA DE SEDIMENTOS CONTAMINADOS CON MERCURIO A  
TRAVÉS DEL USO DE L-CISTEÍNA  
CHEMICAL IMMOBILIZATION OF MERCURY-CONTAMINATED SEDIMENT BY USING L-  
CYSTEINE**

Andres F Acosta-Rodriguez<sup>1</sup>, Walter Murillo-Arango<sup>2</sup>, Scott Neese<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Ingeniero Ambiental, 3D Envirologics, LLC, Bethesda, MD, EEUU, <https://orcid.org/0000-0003-2929-6979>, [andresfacostar@gmail.com](mailto:andresfacostar@gmail.com)

<sup>2</sup>PhD Ciencias Químicas, Universidad de Manizales, Manizales, Caldas, [wmurillo@umanizales.edu.co](mailto:wmurillo@umanizales.edu.co), <https://orcid.org/0000-0002-1482-070X>

<sup>3</sup>PhD Química, 3D Envirologics, LLC, Bethesda, MD, EEUU, [scottn@3d-envirologics.com](mailto:scottn@3d-envirologics.com)

## **Resumen**

El mercurio es un metal pesado, tóxico, que tiene la capacidad de bioacumularse y biomagnificarse al ser liberado al medio ambiente. Debido a su mal uso y manipulación en distintos procesos, actualmente el contaminante amenaza ecosistemas enteros y representa una problemática de salud pública en varias regiones alrededor del mundo. Como alternativa de solución se realizó una prueba piloto en la cual sedimentos contaminados con mercurio fueron tratados con una solución de 0.8%*m/v* de L-Cisteína, un aminoácido que gracias a su grupo tiol, es reconocido por ser un agente quelante. De la misma manera, una muestra de sedimentos fue tratada con el descontaminante comercial “MERCÓN X” con el fin de comparar la conversión de especies móviles-tóxicas y semimóviles de mercurio, a especies no-móviles del metal tras cada tratamiento. Como modelo de sedimentos se tomó una muestra compuesta de la ribera del Río Sur (South River), ubicado en Waynesboro, VA, USA, y tras un tiempo de contacto de 5 días, los sedimentos fueron especiados, revelando una disminución de las especies de mercurio no-móviles para la muestra tratada con “MERCÓN X”, y un aumento de más del doble de estas para la muestra tratada con L-Cisteína, lo que convierte al aminoácido en una posible alternativa de inmovilización química in situ para sedimentos y suelo contaminado con mercurio.

Palabras Clave: Mercurio, sedimentos, L-Cisteína, Mercurio no móvil, inmovilización química

## **Abstract**

Mercury is a heavy metal, toxic that can bioaccumulate and biomagnifying when is released into

the environment; due to its misuse and manipulation in different processes, the pollutant currently threatens entire ecosystems and represents a public health problem in various regions around the world. As an alternative solution, a pilot test was carried out in which mercury-contaminated sediments were treated with a 0.8% m / v solution of L-Cysteine, an amino acid that, thanks to its thiol group, is recognized as a chelating agent. In the same way, a sediment sample was treated with the commercial decontaminant "MERCON X" to compare the conversion of mobile-toxic and semi-mobile mercury species to non-mobile metal species after each treatment. As a sediment model, a composite sample was taken from the banks of the Río Sur (South River), located in Waynesboro, VA, USA, and after a contact time of 5 days, the sediments were spiced, revealing a decrease in the species of non-mobile mercury for the sample treated with "MERCON X", and an increase of more than double of these mercury species for the sample treated with L-Cysteine, which makes the amino acid a possible alternative for in-situ chemical immobilization for sediments and soil contaminated with mercury. Key Words: Mercury, sediments, L-Cysteine, Non-mobile mercury, chemical immobilization

## **1 Introducción**

El mercurio es un metal pesado tóxico que se encuentra naturalmente en el medio ambiente en formas elemental, orgánicas e inorgánicas. Aunque su liberación se da de forma natural y antropogénica, a esta última se atribuyen las graves problemáticas de contaminación actuales (Clarkson, 1992). La minería artesanal e ilegal, y el uso de combustibles fósiles, especialmente el carbón, son las principales fuentes de liberación humana del contaminante al medio ambiente (UNEP & AMAP, 2019); el mercurio liberado a la atmosfera es transportado por largas distancias, lo cual ha contribuido a un incremento en su concentración en suelos y sedimentos entre 3 a 10 veces a nivel mundial durante la era postindustrial (Xu et al., 2015). Estudios realizados en zonas mineras han hallado concentraciones promedio de mercurio de 1,972.0mg/Kg, siendo 72.0mg/Kg el límite aceptado (Revis et al., 1990; J. Wang et al., 2016)

La mayoría de las especies de mercurio son altamente tóxicas para el ser humano y los ecosistemas incluso en concentraciones muy bajas, lo que ha generado problemáticas ambientales y de salud pública en varias regiones (L. Wang et al., 2020). El Metilmercurio es la especie más peligrosa debido a la facilidad de los seres vivos para absorberla. La Academia Nacional de Ciencias establece en 0.0001mg/Kg\*día su dosis máxima por persona antes de presentar efectos de salud negativos (National Research Council, 2000). Adicionalmente, la

Agencia de Protección Ambiental (EPA) en la Ley de Agua potable (SDWA, 1989) establece varios límites de concentraciones de mercurio total: agua consumible en 2.0ppb, agua limpia en 2.0ppm y tejido de peces en 0.5ppm.

El caso más famoso es el de la bahía de Minamata en Japón, reconocido oficialmente en 1956, que resultó en el envenenamiento con mercurio de más de 2,000 personas (United Nations, 2017). Se estima que 2,220 toneladas de mercurio son liberadas por el hombre anualmente (EPA, 2017). Los países con las mayores problemáticas de contaminación por mercurio son Estados Unidos, Italia, Albania, Portugal, México, Uruguay, República Checa, Rusia, Japón, Tailandia, Camerún, Indonesia, Tanzania y Colombia, siendo el último el país con la mayor liberación de mercurio per cápita a nivel mundial, atribuida principalmente a la minería ilegal (Biodiversity Research Institute, 2014; Montoya Chica & Escallón Wey, 2017).

Ilustración 1: Estimado global de emisiones antropogénicas de mercurio para el año 2015

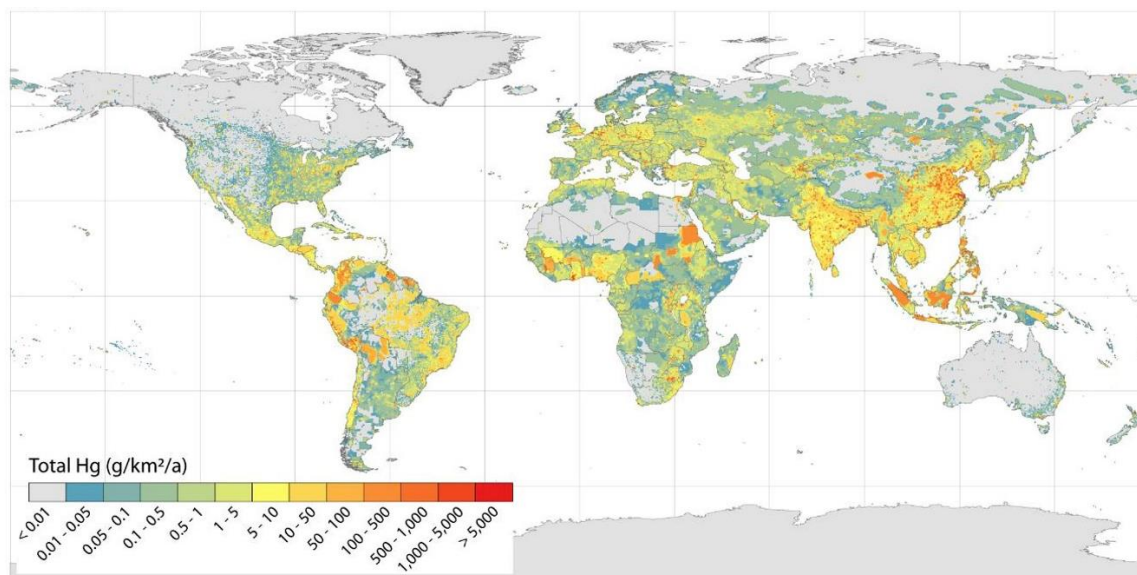


Imagen tomada de (Steenhuisen & Wilson, 2019). Ver: <https://www.epa.gov/international-cooperation/mercury-emissions-global-context>

Desde el reconocimiento oficial del mercurio como metal tóxico de alto impacto a nivel global, transcurrieron varias décadas antes de que se realizara el primer acuerdo mundial para disminuir la contaminación y emisión antropogénica de mercurio en el Convenio de Minamata, celebrado en 2013 y acogido por 140 países (Whalin & Mason, 2006). Debido a esta tardanza,

la prioridad para investigar alternativas de tratamiento del contaminante ha sido baja y en la actualidad aún existen vacíos teóricos sobre técnicas para su remediación (Gong et al., 2019).

El mercurio tiene mayor persistencia en suelos que en océanos, lagos u otros biomas. Las altas concentraciones del metal exceden la capacidad natural de atenuación de estos ecosistemas (Xu et al., 2015). Su distribución en el suelo y subsuelo es heterogénea y se encuentra en distintas formas químicas, lo cual desafía las actuales técnicas de remediación que aún se encuentran en desarrollo. El índice de rango de bajo efecto (Effects range-low - ERL por sus siglas en inglés) establecido por la Administración Nacional de Océanos y Atmosfera (NOAA) para el mercurio en sedimentos es de 0.15mg/Kg, lo que indica que a esta concentración, el 10% de los organismos bénticos se ven afectados, dando inicio a la biomagnificación del contaminante (Long et al., 1995). Además, el mismo autor establece el Limite de Efecto Aparente (Apparent effects threshold - AET por sus siglas en inglés) en sedimentos como 2.1mg Hg/Kg para el mercurio; este último valor determina la concentración en la cual el contaminante es estadísticamente siempre adverso.

Para el tratamiento de suelo contaminado con mercurio, existen técnicas in situ y ex situ que son combinadas para aumentar su eliminación. Inicialmente se aplican técnicas de remoción como el dragado (tratamiento ex situ), seguido de técnicas de aislamiento como la añadidura de capas y finalmente técnicas in situ que reduzcan su recirculación (He et al., 2015; Randall & Chattopadhyay, 2013). Actualmente las técnicas in situ más comunes son desorción térmica, técnicas electrocinéticas, lavado de suelo, inmovilización química, fitorremediación, entre otras (Ecosistemas, 2007; He et al., 2015; Sepulveda, 2013). Además, estas son las preferidas debido a su practicidad y menor costo, intrusión y riesgo de exposición al contaminante. Por tal motivo es transcendental su investigación para desarrollo de una continua mejora (Cabrejo et al., 2010; Voijant Tangahu et al., 2011).

Naturalmente una de las formas más comunes y estables en la que se encuentra el mercurio es en el compuesto inorgánico Sulfuro de Mercurio (HgS) que tiene una solubilidad muy baja ( $10^{-54}$  mol/dm<sup>3</sup>) y lo convierte en una especie no-móvil de mercurio (Fernández-Martínez et al., 2006; Issaro et al., 2009). Existen tres clases de especies mercurio caracterizados por su solubilidad: móviles y tóxicos [Hg orgánico, Hg(OH), Hg(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, HgO, complejos de Hg<sup>+2</sup>], semimóviles [Complejos de Hg<sup>+2</sup>, Hg elemental, amalgamas, bajo porcentaje de Hg<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>] y no-móviles [alto

porcentaje de Hg<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>, HgS, HgSe] (Fernández-Martínez et al., 2006).

Para el presente estudio se realiza una prueba piloto con el fin de analizar y comparar la capacidad de dos agentes estabilizantes, L-Cisteína y MERCON X, para inmovilizar químicamente el mercurio al incentivar la formación de HgS y especies no-móviles de mercurio. L-Cisteína fue escogido debido a que el aminoácido cuenta con un grupo tiol en su estructura que es conocido por tener alta afinidad con el mercurio (Bansal et al., 2018; Matlock et al., 2003). Además la L-Cisteína puede ser extraída de alimentos altos en proteínas, plumas de aves o pelos de cerdo (Barone et al., 2006), lo que la hace abundante y es fácilmente degradada por el medio ambiente. Por otro lado, MERCON X es un descontaminante comercial de mercurio el cual fue puesto a prueba; se desconoce su composición química.

## **2 Materiales y métodos.**

### *2.1 Materiales y equipos*

Para el desarrollo de la presente investigación, todos los reactivos usados han sido aprobados por la Sociedad Química Americana (ACS por si siglas en inglés): Etanol al 95% fue adquirido de Carolina (Burlington, NC, USA), prueba BART para Bacterias Reductoras de Sulfato (SRB), Ácido Nítrico al 70% y Ácido Clorhídrico al 37% fueron adquiridos de Hach (Loveland, CO, USA) y L-Cisteína fue adquirido de Sigma-Aldrich (St. Louis, MO, USA).

Los instrumentos utilizados fueron: Ohio Lumex RA-915+, analizador de fluorescencia de rayos X Olympus DP-2000-C Delta Premium Alloy (XRF Analyzer) y la centrifuga Thermo Scientific Legend XTR. Para el análisis de mercurio total en las muestras sólidas y líquidas se empleó el laboratorio EMSL Analytical (Cinnaminson, NJ, USA) que para las mediciones usó los Métodos EPA 7471A y EPA 7471B.

### *2.2 Selección del área de estudio y comprobación de la contaminación*

El Río Sur en Waynesboro, VA, USA fue el área escogida para el estudio ya que existe información de que una sede de la compañía DuPont, ubicada a lo largo del río en los años 1929-1950 empleó mercurio elemental como materia prima para la producción de la fibra Rayón. En 1976, en actividades de renovación se descubrieron grandes cantidades de mercurio líquido debajo de la planta, las cuales se infiltraron en el suelo y contaminaron el Río Sur,

despertando una alerta regional que por varios años prohibió el consumo de trucha proveniente de este río (South River Science Team, 2001).

Entre julio y noviembre 2019 se recolectaron muestras de agua (preservadas en ácido nítrico), y sedimentos de la ribera y el lecho del río (preservadas en hielo) en tres puntos cercanos al foco de contaminación con el fin de analizar el contenido de mercurio total por parte del Laboratorio EMSL Analytical. Para las muestras de agua se empleó el Método EPA 7471A y para las de sedimentos el Método EPA 7471B. En ambos métodos las especies de mercurio fueron químicamente reducidas a su forma elemental y el mercurio total fue medido por un espectrómetro mediante absorción atómica en vapor frío.

### 2.3 *Toma de muestra y formación de especies no-móviles de mercurio*

Conociendo que la mayor cantidad de mercurio estaba alojada en la ribera del río, se recolectó una muestra compuesta de sedimentos en abril 2020 a la altura del Basic Park (38°05'01.4"N 78°52'30.4"W), aproximadamente 3.22Km de la planta de DuPont. Para la recolección, se tomaron cuatro muestras mediante un tubo de extracción manual de 3" de diámetro alcanzando profundidades entre ~17.78cm a ~33.02cm; la distancia entre cada muestra fue de 1 metro y posteriormente se homogenizaron y se preservó la muestra compuesta en frío durante su transporte al laboratorio, donde finalmente fue almacenada a 6.9°C.

Para estimular la conversión de especies de mercurio a especies no-móviles (inmovilización química), se realizaron dos experimentos bajo las mismas condiciones. Para esto, en dos botellas de almacenamiento se extrajeron 35.0 g de muestra y se adicionaron 100mL del agente estabilizante. Para la primera botella se usó una solución de 0.8% w/v de L-Cisteína y en la segunda MERCON X tal como es comercializado. Posteriormente las botellas fueron selladas, mezcladas por 3 minutos en un agitador vortex y se dejaron reposar por un tiempo de 5 días a temperatura ambiente (~20°C) en condiciones de oscuridad, asegurando un tiempo de reacción prolongado.

La concentración a la cual se añadió la L-cisteína fue exploratoria. Se tuvo en cuenta la solubilidad del aminoácido en agua (0.112mg/ml) y se sobresaturó la solución con el fin de garantizar la disponibilidad de estabilizante al momento de entrar en contacto con el mercurio presente en la muestra. Estudios como el de (Svensson et al., 2006) comprueban que la

formación de HgS, partiendo de algunas especies móviles de mercurio, es altamente incentivada en condiciones anaerobias y tras tiempos de exposición muy prolongados a temperatura ambiente.

Transcurridos los cinco días, se procedió a realizar la especiación del mercurio descrita por (Han et al., 2003), en donde se extrajeron las especies móviles de mercurio en forma líquida al someter las muestras a una solución de 2%HCl+10% etanol. Posteriormente, al sólido remanente se le adicionó una solución diluida de HNO<sub>3</sub> con el fin de separar las especies semimóviles de las no-móviles en estados líquido y sólido respectivamente.

El procedimiento de especiación fue aplicado en tres muestras: las dos muestras tratadas y una muestra sin tratamiento, esto con el fin de tener un punto de comparación. Por último, una vez se finalizó la extracción, se enviaron las tres muestras especiadas y la muestra original al Laboratorio EMSL para realizar la medición de mercurio total inicial, mercurio no-móvil sin tratamiento y mercurio no-móvil tras la exposición de las muestras a los agentes estabilizantes. El Método usado por el laboratorio fue el EPA 7471B, descrito anteriormente. Debido a que la extracción se realizó en medio ácido, durante el transporte de las muestras al laboratorio para análisis final de mercurio total, estas fueron preservadas únicamente en frío, descartando la preservación en ácido nítrico sugerido por (Environmental Protection Agency, 1994).

#### *2.4 Análisis de posibles interferencias*

Los compuestos que poseen con grupos tiol además de enlazarse fuertemente con el mercurio divalente, tienen una afinidad un poco menor con moléculas divalentes de metales pesados como Zn<sup>+2</sup>, Mn<sup>+2</sup>, Cd<sup>+2</sup>, Cu<sup>+2</sup> y Pb<sup>+2</sup> (Bansal et al., 2018; Matlock et al., 2003). Por esta razón, los sedimentos recolectados fueron analizados a través de Fluorescencia de Rayos-X (XRF). Para esto, de la muestra original se extrajeron 5 alícuotas de 20g las cuales fueron colocadas en cajas de Petri y analizadas con el analizador manual XRF Olympus DP-2000-C Delta Premium Alloy.

#### *2.5 Prueba BART, Bacterias Sulfato Reductoras*

Debido a que el tratamiento propuesto en el presente trabajo incluye la adición de un compuesto que tiene un grupo tiol (azufre), fue esencial garantizar que este elemento pueda ser degradado por la microbiota presente en el río estudiado. Para esto, se realizó el ensayo BART

para bacterias sulfato reductoras (SRB) el cual tuvo un resultado positivo para el proyecto.

### 3 Resultados

#### 3.1 Concentración de mercurio en el Río Sur

Debido a que la contaminación del río fue con mercurio elemental, antes del envío al laboratorio cada una de las 9 muestras fue inspeccionada con el Ohio Lumex RA-915+, el cual utiliza la técnica de absorción atómica para detectar vapores de mercurio, únicamente emitidos por el mercurio en estado elemental. Todas las mediciones estuvieron por debajo del límite detectable, lo que reveló que todo el mercurio había sido previamente oxidado en el ecosistema a sus formas orgánicas e inorgánicas.

En las tres muestras de agua los niveles de mercurio total para el afluente estuvieron por debajo del límite detectable (0.20µg/L). Sin embargo, las seis muestras de sedimentos recolectadas tanto en el lecho del río como en la ribera, tuvieron concentraciones entre 0.99mg/Kg - 7.0mg/Kg. En general, las concentraciones más altas fueron halladas en los sedimentos tomados en la ribera del río, especialmente en la muestra tomada en el Basic Park.

#### 3.2 Especiación de la muestra

En la tabla 1 se presentan los resultados de la especiación química del mercurio obtenida en los diferentes sitios de muestreo

Tabla 1: Resultados de Mercurio Total en las distintas muestras

Muestra	Mercurio Total (mg/Kg)
Sedimentos Río Sur (Hg Total inicial)	4.9
Sedimentos Río Sur especiados (Hg no-móvil inicial)	0.36
Hg no-móvil tras tratamiento con L-Cisteína	0.92
Hg no-móvil tras tratamiento con MERCON X	0.083



### 3.3 Concentración de otros metales pesados

La medición de posibles interferencias causadas por metales pesados realizada por XRF se describe en la Tabla 2. Allí se puede observar la presencia de distintos elementos detectados en la muestra. La presencia de los metales Mn, Zn y Pb, puede interferir en la interacción del grupo tiol presente en la L-Cisteína únicamente con el mercurio, ya que el Zn y el Pb son igualmente elementos calcófilos según la clasificación de Goldschmidt. Por otro lado, (Matlock et al., 2003) afirma que aunque el Mn es siderófilo, también tiene una afinidad baja con el azufre. El mismo autor concluye en su estudio que el azufre y el mercurio poseen los enlaces más fuertes y estables entre estos metales pesados.

Se resalta que el instrumento únicamente revela las concentraciones de los elementos mas no su estado de oxidación, por lo cual se hace la aclaración en forma de supuesto.

Tabla 2: Concentración en ppm de elementos hallados en la muestra a través de XRF

<b>Elemento</b>	<b>Concentración ppm</b>
Fe	12,400±0.1
Ti	3,203±94.0
Zr	568±4.0
Ba	150±40.0
Mn	125±8.0
Sr	42.9±0.7
Rb	21.5±0.5
Sn	17±5.0
Zn	10±3.0
Pb	9±1.0
Mo	5.7±0.8
As	2.5±0.7

### 3.4 Prueba de bacterias sulfato reductoras (SRB)

Aunque la L-Cisteína es un aminoácido abundante y fácilmente degradado, la adición de sulfuro

al suelo para el tratamiento del mercurio puede tener consecuencias negativas de ser realizada en exceso (Likus-Cieślik et al., 2018). Por esta razón se realizó la prueba BART para comprobar que existieran bacterias sulfato reductoras para este río en específico, capaces de degradar los excesos de azufre. La prueba tuvo resultados positivos tras la formación de limo al sexto día, comprobando la presencia de SRB. Por otro lado, estas bacterias representan otra posible interferencia para la propuesta de tratamiento in situ del mercurio con la L-Cisteína. Mayor investigación es requerida debido a que con esta prueba solo se comprueba la presencia de SRB mas no se cuantifican.

#### **4 Discusión de resultados**

El Río Sur (South River) aún presenta problemas de contaminación por mercurio incluso después de 70 años desde el derrame generado por la empresa DuPont en la manufactura de la fibra Rayon. Los valores para mercurio total en la muestra de sedimentos (4.9mg/Kg) se encuentran dentro de los límites de efecto aparente (AET), siendo estos siempre adversos para el ecosistema. Al realizar la especiación de mercurio en sus especies no-móviles, se encontró que únicamente el 7.35% del mercurio total puede ser clasificado en esta categoría, lo cual indica que más del 90% del mercurio total es fácilmente transportado a través del ecosistema y continúa afectando el medio ambiente al ser bioacumulado en distintas especies.

El tratamiento de la muestra con L-Cisteína, mostró un aumento de más del doble en las especies no móviles de mercurio (0.92mg/Kg o un 18.7% del mercurio total). Lo cual comprueba que el agente es capaz de inmovilizar químicamente el mercurio a través del contacto prolongado. (Svensson et al., 2006) expone en su estudio que tras dos años de contacto a temperatura ambiente entre compuestos con azufre y algunas especies móviles de mercurio, estas últimas fueron convertidas casi en su totalidad a HgS en condiciones anaeróbicas; lo cual sugiere que para la presente prueba piloto mayores índices de inmovilización de mercurio pueden ser alcanzados dependiendo de la concentración inicial de estos compuestos inorgánicos. Es importante resaltar que una vez transcurrió el tiempo de reacción, un olor a sulfuro de hidrogeno fue percibido, lo cual indica actividad anaeróbica microbiana por parte de las baterías sulfato reductoras, representando tanto una posible interferencia al ser el azufre degradado biológicamente, como una ventaja para la formación de HgS.

En un estudio similar, (Bansal et al., 2018) coloca a prueba la adsorción del mercurio divalente en el agua por parte de la L-Cisteína ligada con nano fibras de celulosa, encontrando que las condiciones óptimas se obtuvieron al calentar la muestra a 70°C, y cuando la concentración de  $Hg^{+2}$  era 175ppm. Allí se comprueba la efectividad de inmovilización de la L-Cisteína en otro medio, sin embargo, el presente estudio se enfoca en el tratamiento in situ, por lo cual se descarta la alteración de temperatura de la zona intervenida. Una ventaja adicional del uso de este aminoácido, es el hecho de no ser tóxico y tener características quelantes. (Mok et al., 2014) resalta en su investigación que adicionar L-Cisteína a la dieta de peces intoxicados con mercurio, significativamente reduce la concentración del contaminante en su sistema; debido al metabolismo lento de los peces, el proceso puede tardar hasta tres años dependiendo de la especie de pez, pero los resultados obtenidos fueron positivos para todos los casos.

Por otro lado, el descontaminante comercial MERCON X disminuyó significativamente la cantidad de especies no móviles de mercurio, lo cual indica que su efectividad va ligada hacia el tratamiento de mercurio en estado elemental presente en laboratorios o consultorios odontológicos, y no es una alternativa eficiente para tratar mercurio liberado en ecosistemas. Se desconoce la composición del descontaminante.

Como se mencionó, el tratamiento de las muestras se realizó mediante la exposición prolongada de la muestra con los agentes estabilizantes con el fin de que hubiese contacto y por ende una reacción que generara especies de mercurio no-móvil; sin embargo, se aclara que solo un tipo de tratamiento de reducción de recirculación (inmovilización química en este caso) no es suficiente para remediar la contaminación de mercurio en los sedimentos. Para un tratamiento eficiente, se deben realizar procedimientos de remoción y aislamiento del metal previo a su inmovilización.

La L-Cisteína comprueba ser un agente estabilizante efectivo que además es de bajo costo (~1.0 USD/gramo) en comparación con los compuestos encontrados comúnmente en la literatura, lo cual la convierte en una posible alternativa in situ para el desarrollo de proyectos de descontaminación a larga escala. No obstante, para futuras investigaciones, es necesario variar la concentración del aminoácido, realizar un mayor número de pruebas y además usar técnicas avanzada de oxidación que no alteren de manera significativa las condiciones iniciales del ecosistema y que también puedan ser aplicadas in situ, con el fin de incentivar el incremento de especies de mercurio a mercurio divalente ( $Hg^{+2}$ ) y lograr una mayor generación de sulfuro de

mercurio.

Aunque se comprobó que en la muestra hay presencia de Mn, Zn y Pb, el XRF no diferencia el estado de oxidación en el cual se encuentra cada elemento, por lo que no se conoce la cantidad de moléculas divalentes presentes ni se puede predecir qué tanta interferencia representan estos elementos al reaccionar con el grupo tiol presente en la L-Cisteína. Una especiación de los metales encontrados es requerida para evaluar dicha interferencia.

## **5 Conclusiones**

La L-Cisteína comprobó ser una alternativa de bajo costo con potencial de uso in situ en la remediación de sedimentos contaminados con mercurio al aumentar las especies de mercurio no móvil en más del doble de las presentes originalmente; el tratamiento fue exitoso tras el contacto prolongado del aminoácido con la muestra contaminada, aunque estudios similares con distintos compuestos de mercurio sugieren que un mayor tiempo de exposición puede incentivar aún más el índice de inmovilización. Esto representa un hallazgo significativo debido al vacío y falta de conocimiento en temas relacionados al tratamiento de mercurio en ecosistemas; el proyecto también demuestra que no todos los descontaminantes comerciales o usados en la literatura son efectivos para su uso en la naturaleza.

Por otro lado, al ser la L-Cisteína abundante y fácilmente degradada, y existir información sobre los beneficios que tiene el aminoácido para adicionalmente reducir las concentraciones de mercurio en peces, es posible pensar en su implementación en proyectos a gran escala siempre y cuando este tratamiento esté acompañado de técnicas de remoción y aislamiento, especialmente en zonas altamente afectadas por la presencia del mercurio, como es el caso de regiones con extracción artesanal de oro.

## **6 Agradecimientos**

Al equipo de 3D Envirologics, LLC y la Universidad de Manizales por su constante apoyo en la presente investigación.

### **Imagen de portada**

Río Sur 3.2Km aguas abajo empresa  
Invista, Waynesboro, VA, EEUU.

Fuente: Andres F Acosta-Rodriguez



## Bibliografía

- Bansal, M., Ram, B., Chauhan, G. S., & Kaushik, A. (2018). L-Cysteine functionalized bagasse cellulose nanofibers for mercury(II) ions adsorption. *International Journal of Biological Macromolecules*, 112, 728–736. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2018.01.206>
- Barone, J. R., Danganan, K., & Schmidt, W. F. (2006). Blends of cysteine-containing proteins. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 54(15), 5393–5399. <https://doi.org/10.1021/jf053238l>
- Biodiversity Research Institute. (2014). *Global Mercury Hotspots New Evidence Reveals Mercury Contamination Regularly Exceeds Health Advisory Levels in Humans and Fish Worldwide A Publication by the Biodiversity Research Institute and IPEN.*
- Cabrejo, E., Fellow, D., & Phillips, E. (2010). *In Situ Remediation and Stabilization Technologies for Mercury in Clay Soils.*
- Clarkson, T. W. (1992). Mercury: Major Issues in Environmental Health. *Environmental Health Perspectives*, 100, 31–38.
- Ecosistemas, R. (2007). Fitorremediación de suelos contaminados Claves de la fitorremediación : fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Ecosistemas*, 16(2), 1–3.
- Environmental Protection Agency, U. (1994). *EPA Method 7470A (SW-846): Mercury in Liquid Wastes (Manual Cold-Vapor Technique)*. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-7470a.pdf>
- EPA. (2017, January 19). *Mercury Emissions: The Global Context | International Cooperation | US EPA*. <https://www.epa.gov/international-cooperation/mercury-emissions-global-context>
- Fernández-Martínez, R., Loredó, J., Ordóñez, A., & Rucandio, M. I. (2006). Physicochemical characterization and mercury speciation of particle-size soil fractions from an abandoned mining area in Mieres, Asturias (Spain). *Environmental Pollution*, 142, 217–226. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.10.034>
- Gong, Y., Huang, · Yao, Wang, · Mengxia, Liu, F., & Zhang, · Tong. (2019). Application of Iron-Based Materials for Remediation of Mercury in Water and Soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102, 721–729. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02559-4>
- Han, Y., Kingston, H. M., Boylan, H. M., Rahman, G. M. M., Shah, S., Richter, R. C., Link, D. D., & Bhandari, S. (2003). Speciation of mercury in soil and sediment by selective solvent and

- acid extraction. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 375(3), 428–436.  
<https://doi.org/10.1007/s00216-002-1701-4>
- He, F., Gao, J., Pierce, E., Strong, P. J., Wang, H., & Liang, L. (2015). In situ remediation technologies for mercury-contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(11), 8124–8147. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4316-y>
- Issaro, N., Abi-Ghanem, C., & Bermond, A. (2009). Fractionation studies of mercury in soils and sediments: A review of the chemical reagents used for mercury extraction. *Analytica Chimica Acta*, 631, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2008.10.020>
- Likus-Cieślak, J., Pietrzykowski, M., & Chodak, M. (2018). Chemistry of Sulfur-Contaminated Soil Substrate from a Former Frasch Extraction Method Sulfur Mine Leachate with Various Forms of Litter in a Controlled Experiment. *Water, Air, and Soil Pollution*, 229(3).  
<https://doi.org/10.1007/s11270-018-3716-2>
- Long, E. R., Macdonald, D. D., Smith, S. L., & Calder, F. D. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19(1), 81–97. <https://doi.org/10.1007/BF02472006>
- Matlock, M. M., Howerton, B. S., Aelstyn, M. Van, Henke, K. R., & Atwood, D. A. (2003). Soft metal preferences of 1,3-benzenediamidoethanethiol. *Water Research*, 37(3), 579–584.  
[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00279-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00279-8)
- Mok, W. J., Hatanaka, Y., Seoka, M., Itoh, T., Tsukamasa, Y., & Ando, M. (2014). Effects of additional cysteine in fish diet on mercury concentration. *Food Chemistry*, 147, 340–345.  
<https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2013.09.157>
- Montoya Chica, D., & Escallón Wey, C. (2017, August 16). *Colombia aún no hace parte del Convenio de Minamata que busca eliminar el mercurio | WWF*. WWF.  
<https://www.wwf.org.co/?308690/Colombia-aun-no-hace-parte-del-Convenio-Minamata>
- National Research Council. (2000). Toxicological Effects of Methylmercury. In *Toxicological Effects of Methylmercury*. National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/9899>
- Randall, P. M., & Chattopadhyay, S. (2013). Mercury contaminated sediment sites-An evaluation of remedial options. *Environmental Research*, 125, 131–149.  
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2013.01.007>
- Revis, N. W., Osborne, T. R., Holdsworth, G., & Hadden, C. (1990). Mercury in soil: A method

- for assessing acceptable limits. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 19(2), 221–226. <https://doi.org/10.1007/BF01056090>
- Sepulveda, N. (2013). Vegetales Con La Especie Vetiver. *Universidad de Manizales*, 0–115.
- South River Science Team. (2001). *Who We Are | South River Science Team | Waynesboro, VA*. <https://southriverscienceteam.org/who-we-are/#historic-timeline>
- Steenhuisen, F., & Wilson, S. J. (2019). *Development and application of an updated geospatial distribution model for gridding 2015 global mercury emissions*. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.05.003>
- Svensson, M., Allard, B., & Düker, A. (2006). Formation of HgS-mixing HgO or elemental Hg with S, FeS or FeS<sub>2</sub>. *Science of the Total Environment*, 368(1), 418–423. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.040>
- UNEP, & AMAP. (2019). *Technical Background Report for the Global Mercury Assessment 2018 | Global Mercury Partnership*. <https://web.unep.org/globalmercurypartnership/technical-background-report-global-mercury-assessment-2018>
- United Nations. (2017). Minamata Convention on Mercury. *UN Environment*. <https://www.epa.gov/international-cooperation/minamata-convention-mercury>
- Vojiant Tangahu, B., Rozaimah Sheikh Abdullah, S., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., & Mukhlisin, M. (2011). A Review on Heavy Metals (As, Pb, and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, 2011, 31. <https://doi.org/10.1155/2011/939161>
- Wang, J., Xia, J., & Feng, X. (2016). *Screening of chelating ligands to enhance mercury accumulation from historically mercury-contaminated soils for phytoextraction*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.031>
- Wang, L., Hou, D., Cao, Y., Sik Ok, Y., 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*. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105281>
- Whalin, L. M., & Mason, R. P. (2006). A new method for the investigation of mercury redox chemistry in natural waters utilizing deflatable Teflon® bags and additions of isotopically labeled mercury. *Analytica Chimica Acta*, 558(1–2), 211–221. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2005.10.070>



Xu, J., Bravo, A. G., Lagerkvist, A., Bertilsson, S., Sjöblom, R., & Kumpiene, J. (2015). Sources and remediation techniques for mercury contaminated soil. *Environment International*, 74, 42–53. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.09.007>