

EFECTOS DEL MERCURIO SOBRE ALGUNAS PLANTAS ACUÁTICAS TROPICALES

MARTHA ISABEL POSADA *
MARÍA DEL PILAR ARROYAVE **

RESUMEN

El presente artículo es una descripción de los efectos del mercurio sobre algunas plantas acuáticas tropicales y sobre los ecosistemas donde habitan. Adicionalmente, se recomienda un protocolo para realizar pruebas de toxicidad con la lenteja de agua (*Lemna minor*) y se presentan los resultados de los preensayos con diferentes concentraciones de sales de mercurio en condiciones de laboratorio. Se encontró que la biodisponibilidad del mercurio depende de factores que facilitan la disolución del elemento en el agua. Algunas plantas actúan como bioindicadores de la presencia de este metal en el medio al retenerlo selectivamente; mientras que otras se comportan como bioacumuladoras al tolerar su presencia y acumularlo en su estructura, y pueden dar paso a la bioconcentración a través de la cadena trófica. De acuerdo con los preensayos de toxicidad realizados con *Lemna minor* se sugiere que las concentraciones de sal de mercurio adecuadas para la realización de pruebas de toxicidad deben estar entre 0,01 mg/L y 10,0 mg/L.

PALABRAS CLAVE: ecotoxicología; mercurio; plantas acuáticas; bioacumulación; bioconcentración.

ABSTRACT

This paper describes the effects of mercury on some aquatic plants of the tropics and their habitats. Additionally, a protocol for toxicity tests in duckweed (*Lemna minor*) is recommended, and the results of preliminary tests with salts of mercury under laboratory conditions are given. It was found that mercury is in different toxicity and bioavailability forms depending on the factors that facilitate the solubilization of this element in the water. Many plants act as bioindicators because they withhold the metal selectively, while others are bioaccumulators since they tolerate and accumulate them in their structures producing biomagnification through the food web. The preliminary tests carried out in *Lemna minor* suggest that the appropriate concentrations for the toxicity tests are between 0,01 mg/L and 10,0 mg/L for Hg.

KEY WORDS: ecotoxicology; mercury; aquatic plants; bioaccumulation; biomagnification.

* Ingeniera Ambiental, EIA. misabelposada@gmail.com

** Ingeniera Forestal. MSc. en Ecosistemas, Eastern Michigan University. Grupo de Investigación Gestión del Ambiente para el Bienestar Social (Gabis). Profesora, Escuela de Ingeniería de Antioquia. maarr@eia.edu.co

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación acuática por mercurio, generada por el proceso de industrialización o por procesos naturales, constituye uno de los problemas ambientales más críticos en la actualidad, debido a su alta toxicidad, persistencia y capacidad de bioacumulación y bioconcentración (también conocida como biomagnificación). En los ambientes contaminados por metales pesados se altera la capacidad de supervivencia de los organismos, lo que afecta la dinámica poblacional de las especies y, por tanto, la estructura y función ecosistémica.

La toxicología ambiental permite analizar las diferentes formas de contaminación, evaluando la naturaleza de los contaminantes y las dosis que producen ciertos efectos tóxicos o nocivos en los distintos niveles organizacionales de los seres vivos (Capó, 2002). Los resultados de los estudios ecotoxicológicos son una valiosa herramienta de predicción para definir los umbrales que pueden soportar determinados ecosistemas ante una contaminación específica, los cuales servirán como guía para la toma de decisiones de las entidades reguladoras, además de informar y alertar sobre la peligrosidad de las alternativas del desarrollo y de la degradación del medio ambiente.

Los objetivos principales de este artículo son describir los efectos del mercurio en la fisiología y en el crecimiento poblacional de plantas acuáticas de ecosistemas tropicales, con el fin de evaluar las implicaciones de la contaminación ambiental por este metal; comparar las condiciones experimentales de diversos protocolos para pruebas de toxicidad por mercurio con la lenteja de agua (*Lemna minor*) y recomendar un protocolo para las pruebas de toxicidad para esta macrofitas en el trópico.

2. MARCO CONCEPTUAL

2.1 Contaminación por mercurio

La presencia de trazas de mercurio en agua se debe principalmente a los residuos de actividades

productivas como la minería y la industria, además de las debidas a causas naturales por fenómenos geológicos como la meteorización, la erosión de las rocas y la lixiviación. La interacción de este metal con el ecosistema depende de la forma y especie química en la que se encuentre, además de otros factores como el pH, las condiciones de óxido-reducción del agua, la presencia de sustancias orgánicas con capacidad de formar complejos químicos y diversos factores climáticos que potencian el estrés químico.

El mercurio es uno de los metales pesados que mayor preocupación está causando en el mundo por su acción sumamente tóxica para los organismos y para el hombre. Se considera poco peligroso en forma metálica y en sales minerales, pero en compuestos orgánicos su acción se torna muy tóxica para el hombre como último consumidor de pescados y mariscos, que tienen la propiedad de acumularlo en sus tejidos (Roldán, 1992).

La Agencia para la Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 2005) considera que el berilio (Be) y el mercurio (Hg) son dos de los elementos más peligrosos, es decir, que son muy perjudiciales aun en pequeñas cantidades. De acuerdo con lo reportado por el Consejo de Defensa de los Recursos Naturales (Natural Resources Defense Council, 2006), el mercurio funciona como una neurotoxina una vez dentro del cuerpo humano, interfiriendo con el cerebro y el sistema nervioso. La exposición al mercurio antes del nacimiento y durante la infancia puede causar retraso mental, parálisis cerebral, sordera y ceguera. Incluso en dosis pequeñas, el mercurio puede afectar el desarrollo del niño, puesto que causa déficit de atención y problemas de aprendizaje. En los adultos, el envenenamiento por mercurio puede afectar adversamente la fertilidad y la regulación de la presión arterial, a más de causar pérdida de la memoria, temblores, pérdida de la visión y entumecimiento de los dedos de manos y pies.

El mercurio, cuando llega a la naturaleza y ha transcurrido un tiempo, es transformado a



metilmercurio (CH_3Hg^+). La diferencia entre el mercurio simple y el metilmercurio es muy importante, ya que esta segunda molécula es una forma orgánica, que se acumula en el organismo, sobre todo en el sistema nervioso. Además, esta sustancia produce sinergia con otras sustancias, aumentando sus efectos nocivos. Este proceso de transformación a mercurio orgánico se llama metilación, por medio de la cual se da lugar a la movilización del mercurio. El metilmercurio, al igual que otros compuestos organometálicos, es liposoluble, y, en consecuencia, presenta una elevada toxicidad, puesto que puede atravesar fácilmente las membranas biológicas y en particular la piel, y a partir de aquí sigue la incorporación del metal en la cadena trófica.

2.2 Pruebas de toxicidad

La toxicidad es el efecto nocivo que ocurre en humanos, animales, plantas o microorganismos como resultado de la acción de un material o de una mezcla de materiales. Este efecto adverso puede tomar formas variadas, tales como enfermedad, cambios morfológicos, histológicos, fisiológicos y bioquímicos, modificaciones del comportamiento, cambios en la reproducción, daño genético o muerte.

Díaz-Báez *et al.* (2005) definen una prueba de toxicidad como un ensayo en el cual un organismo o grupo de organismos son expuestos a un agente (químico, físico o biológico), para establecer y medir una respuesta previamente seleccionada. La respuesta se valora mediante la cuantificación del cambio en la característica o la ocurrencia de un determinado fenómeno (muerte, inhibición del crecimiento, entre otros).

Se han desarrollado distintos tipos de ensayos de toxicidad. Según Tortorelli *et al.* (1994), sus diferencias principales se centran en las concentraciones de tóxico empleadas y en la longitud de exposición a él. Los ensayos de toxicidad en el medio acuático, según el tiempo de exposición al tóxico, pueden clasificarse en agudos, subcrónicos, crónicos, reproductivos y de recuperación.

Adicionalmente, Díaz-Báez *et al.* (2005) mencionan la aplicación de los ensayos de toxicidad como una herramienta de manejo del medio ambiente, pues permiten la obtención de información para identificar y clasificar muestras potencialmente tóxicas, definir el grado y extensión real de la contaminación tóxica e identificar en residuos complejos las fracciones que aportan la toxicidad. Los ensayos de toxicidad dan una visión integrada del efecto tóxico generado por diversos contaminantes presentes en una muestra, y los resultados expresan el peligro potencial para los organismos.

3. METODOLOGÍA

Este estudio se hizo en dos fases. La primera es el resultado de análisis de las publicaciones realizadas sobre el tema mediante la revisión bibliográfica, con el fin de conocer acerca de los efectos del mercurio en las plantas acuáticas de ecosistemas tropicales. Se desarrolló en las etapas siguientes: recopilación, análisis y síntesis de información. A partir de los resultados encontrados, se identificaron vacíos de información, se obtuvieron conclusiones respecto al tema y se hicieron las recomendaciones pertinentes para trabajos futuros.

En la segunda fase se identificaron los efectos tóxicos de los metales pesados en las plantas acuáticas mediante la evaluación del crecimiento poblacional de la lenteja de agua (*Lemna minor*), que es una de las macrofitas más empleadas para ensayos de toxicidad por su rápido crecimiento y su sensibilidad. Se realizó una comparación de las condiciones experimentales presentadas en los protocolos propuestos por la USEPA (1996), la APHA (2000) y la OECD (2002), a partir de los cuales se elaboró una recomendación para las pruebas de toxicidad para esta macrofita (tabla 1) y se realizaron preensayos para la evaluación del efecto de la exposición de *L. minor* a sales de mercurio en condiciones de laboratorio. Estos ensayos se llevaron a cabo en el Laboratorio del Grupo GAIA (Grupo de Gestión y Modelación Ambiental) ubicado en la SIU (Sede

de Investigación Universitaria) de la Universidad de Antioquia, Medellín. A partir de los resultados de los preensayos se determinaron las concentraciones de este metal que deben usarse en las pruebas de toxicidad definitivas.

Antes de emprender las pruebas de toxicidad con esta planta, se realizó un seguimiento a las tasas de crecimiento de la planta en las condiciones de laboratorio, lo que permitió determinar si los períodos de exposición recomendados son los más adecuados para observar los efectos de los contaminantes.

Para la obtención de las concentraciones de mercurio seleccionadas se preparó una solución madre del metal a partir de la sal $HgCl_2$ diluida en agua destilada, con el fin de obtener las concentraciones

propuestas para los ensayos preliminares y definitivos por simple dilución en el medio de cultivo.

El objetivo de realizar los ensayos preliminares es evaluar si las concentraciones del metal elegidas inicialmente son las correctas para un ensayo de este tipo, puesto que la concentración uno (C1) debe ser tal que casi ningún organismo se afecte, y la última concentración (C4) sea tal que casi todos los organismos se vean afectados.

Para los ensayos, las plantas deben ser seleccionadas y transferidas desde el recipiente de cultivo con una pinza, verificando con el estereoscopio que la colonia cumpla los requisitos (3 plantas de similar tamaño y edad). Durante los siete días siguientes a la siembra se registró el número de plantas vivas y

Tabla 1. Condiciones experimentales recomendadas en un ensayo de toxicidad con la lenteja de agua *Lemna minor*

VARIABLE	RECOMENDACIÓN
Tipo de ensayo	Estático
Medio de cultivo	Método estándar
Agua de dilución	Destilada
Cultivo para utilizar	Aséptico, con no más de 2 semanas
Número de concentraciones en preensayo	Cuatro, más el control
Rango de concentraciones en preensayos	Serie geométrica con razón 10: 0,01; 0,10; 1,00 y 10,00 mg/L
Concentraciones en el ensayo definitivo	6 y control
Recipientes	Vasos de precipitados de 150 mL
Volumen de solución	125 mL
Número de réplicas	Cuatro por cada concentración
Número de ejemplares por recipiente	12 plantas: 4 colonias de 3 plantas
Número de ejemplares por concentración	48 plantas
Fotoperíodo	Continuo, 24 horas luz
Temperatura	(25 ± 2) °C
Iluminación	2.150 lux o 4.300 lux en la superficie del agua
Duración	7 días
Conteo	Diario
Observación	Estereoscopio



muertas y el número de colonias. Adicionalmente, se deben evaluar el pH, la temperatura, la conductividad y la iluminación como factores de control. Con los datos anteriores se generaron las curvas de crecimiento poblacional y de mortalidad para cada concentración del metal y para el control.

Los ensayos preliminares se llevaron a cabo entre febrero y marzo de 2005 con las siguientes concentraciones: C0 = 0,00 mg/L; C1 = 0,01 mg/L; C2 = 0,10 mg/L; C3 = 1,00 mg/L; C4 = 10,00 mg/L.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Efectos tóxicos del mercurio en plantas acuáticas

De acuerdo con Wang *et al.* (1996), la acumulación de metales por los organismos acuáticos se presenta en un proceso que consiste en dos pasos: un primer paso de adsorción rápida o vinculación a la superficie biológica (biosorción), seguido por un segundo paso de transporte lento e irreversible, controlado por difusión al interior de la célula (bioacumulación), que puede ser por difusión del ion metálico a través de la membrana celular o por transporte activo por una proteína transportadora.

En las plantas, los efectos de los metales empiezan en la raíz, ya que este es el órgano responsable de asimilar los nutrientes del medio, y afectan sucesivamente el resto de la planta. En las hojas se producen graves daños en los cloroplastos y las mitocondrias, lo que altera los procesos de fotosíntesis y de respiración. En una fase más avanzada de alteración se producen intensos cambios metabólicos y de regulación celular, y ocurre finalmente el estímulo de la senescencia por acumulación crónica del metal pesado, lo que puede resultar en la muerte de la planta.

Sarkar y Jana (1986) reportan que el helecho acuático *Azolla pinnata* expuesto a diferentes concentraciones de mercurio muestra una disminución en la clorofila, en las proteínas y en el peso seco, e

incremento en la permeabilidad de los tejidos. Sin embargo, en concentraciones de 1 mg/L de este metal no se presentan cambios significativos en esas propiedades, mostrando una tolerancia a dicha contaminación.

Para determinar la respuesta de *Lemna minor* a bajos niveles de mercurio acuoso, Subhadra *et al.* (1991) estudiaron la aceleración de la actividad de la catalasa y la peroxidasa en un período de exposición de 96 horas en forma de cloruro de mercurio (HgCl_2) y cloruro de metilmercurio (CH_3HgCl); resultaron ambos compuestos letales para *Lemna minor* en concentraciones de 4,0 mg/L y 0,01 mg/L, respectivamente.

Otra respuesta de las plantas acuáticas al mercurio ha sido por la frecuencia de las células meristemáticas con micronúcleos (MNC). La presencia de los micronúcleos es un síntoma de aberraciones cromosómicas producidas por sustancias tóxicas. Panda *et al.* (1988) observaron la aparición de MNC mediante dos experimentos. En el primero un meristemo de raíz intacto de *Eichhornia crassipes* fue sometido a una hora de exposición aguda a agua contaminada con 56 ppm de hidrácido maleico (MH), y a (0,1 a 0,5) ppm de cloruro de metilmercurio (CH_3HgCl), seguido de recuperación en agua de grifo. En el segundo, las raíces fueron sometidas a una exposición de 96 horas en aguas contaminadas con 56 ppm de MH y (0,0001 a 0,1) ppm de cloruro de metilmercurio. En el primer experimento, mientras en los meristemas de raíz expuestos a MH la frecuencia de MNC fue significativa a las 40 horas de recuperación, el cloruro de metilmercurio indujo la aparición de MNC significativamente a las 12, 20, 24 y 40 horas de recuperación, dependiendo de la concentración. En el segundo experimento ambos productos químicos indujeron la aparición de MNC; en el caso del cloruro de metilmercurio fue dependiente de la concentración; la máxima concentración a la cual no se observan efectos fue de 0,0005 ppm y la menor concentración efectiva fue 0,001 ppm.

El conocimiento de la evolución de los efectos de los metales sobre las poblaciones de determina-

das especies permite la evaluación posterior de los impactos de estos contaminantes en los ecosistemas. Es importante anotar que en los sistemas naturales los metales no están siempre disponibles libremente para la remoción, ya que una fracción puede encontrarse en complejos disueltos. De allí que las alteraciones de las condiciones fisicoquímicas del ambiente (pH, potencial redox, ligandos orgánicos e inorgánicos, temperatura) pueden influir notablemente en las proporciones relativas de los iones metálicos que pueden ser tomados por las plantas.

4.2 Bioacumulación y bioconcentración

Como consecuencia de la persistencia de los contaminantes en los ecosistemas acuáticos se dan los procesos de bioacumulación y la posterior bioconcentración. La USEPA (2005) define la bioacumulación como la absorción y retención de productos químicos por un organismo en su alimento y su ambiente, lo que genera un incremento de la concentración de dicha sustancia en el organismo comparada con su concentración en el ambiente. Los compuestos se acumulan en los cuerpos vivos, una vez que son tomados y almacenados, con más rapidez de lo que pueden ser metabolizados o excretados. Los compuestos que se bioacumulan se concentran sucesivamente en cada nivel de la cadena alimenticia.

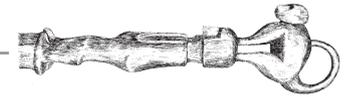
La bioconcentración es descrita por la USEPA (2005) como el proceso que resulta de la acumulación de un producto químico en un organismo a niveles más altos que los encontrados en su alimento. Esto ocurre cuando un compuesto químico comienza a concentrarse en un porcentaje cada vez mayor en su paso por la cadena trófica. Al final de la cadena alimenticia, entonces, un consumidor de tercer orden puede acumular por medio de su comida una concentración mucho mayor que la presente en un organismo de un nivel inferior en la cadena.

Los pasos de la bioconcentración los describe Marcano (2003) de la siguiente manera: los productores toman los nutrientes inorgánicos de su

ambiente, y debido a que una deficiencia de estos nutrientes puede limitar el crecimiento del productor, los productores harán el mayor esfuerzo para obtenerlos; con frecuencia, gastan considerable energía para incorporar los nutrientes en sus cuerpos, incluso incorporan más de lo necesario en el momento y lo almacenan. El problema se presenta cuando un producto contaminante, como el mercurio, se presenta en el ambiente. Este contaminante se asemeja químicamente a nutrientes inorgánicos esenciales, por lo que son incorporados y almacenados "por error". En este primer paso el contaminante se encuentra en una concentración mayor dentro del productor que en el ambiente.

La segunda etapa sucede cuando los organismos productores (planta o alga) pasan a los consumidores en la cadena trófica (alimenticia). Dado que un consumidor (de cualquier nivel) tiene que consumir mucha biomasa del nivel trófico inferior, si esa biomasa contiene el contaminante, éste será consumido en grandes cantidades por el consumidor. Los contaminantes que se bioconcentran tienen otra característica: no solamente son adquiridos por los productores, sino que también son absorbidos y almacenados en los cuerpos de los consumidores. Estos materiales se adquieren por medio de los productores y pasan a la grasa de los consumidores. Si el consumidor es capturado y comido, su grasa es digerida y el contaminante se traslada a la grasa del nuevo consumidor de nivel trófico superior. De esta manera, aumenta la concentración del contaminante en los tejidos grasos de los consumidores. Usualmente los contaminantes solubles en agua no pueden bioconcentrarse de esta manera, debido a que se disuelven en los fluidos corporales del consumidor. Ya que todos los organismos pierden agua, los contaminantes se pierden junto con el agua. Pero la grasa no se pierde.

Al aplicar esto a los ecosistemas acuáticos, se vuelve de vital importancia el estudio de la acumulación de los metales pesados en las macrofitas, que se encuentran en la base de la cadena trófica como productoras primarias. Los resultados de los estudios



encontrados sobre bioacumulación en macrofitas se muestran en la tabla 2.

Para la acumulación de mercurio en *Ipomoea aquatica*, Göthberg *et al.* (2004) reportan que las plantas expuestas a este metal retuvieron una mayor proporción en las raíces, las cuales tuvieron una mayor tolerancia que los brotes a las altas concentraciones de metal internas, y determinaron que los bajos niveles de nutrientes promueven la acumulación de metales en las diferentes partes de la planta.

El estudio de Jana (1988) sobre la acumulación de mercurio en las plantas de buchón de agua (*Eichhornia crassipes*), elodea de Florida (*Hydrilla verticillata*) y *Oedogonium areolatum* y los cambios subsecuentes en las características fisiológicas y bioquímicas de las plantas muestra que la máxima acumulación de este metal se presentó en *H. verticillata* (4,21 mol/g peso seco), seguida por *O. areolatum* (3,35 mol/g peso seco) y *E. crassipes* (2,79 mol/g peso seco). La acumulación de mercurio en las raíces de *E. crassipes* fue el doble que en los brotes.

La acumulación de mercurio ha sido ampliamente estudiada en el buchón de agua por otros investigadores como Riddle *et al.* (2002), quienes

encontraron que al hacer crecer esta planta en la solución de Hoagland diluida con 1 ppm de mercurio acumula un máximo de 0,20 ppm de mercurio en los brotes y 16,0 ppm de mercurio en las raíces, y alcanza las concentraciones máximas después de unos 16 días.

Ramos *et al.* (2000) estudiaron el nivel de contaminación por metilmercurio en la región colombiana de La Mojana y determinaron los coeficientes de partición de mercurio total a metilmercurio para cada tipo de muestra analizada con el fin de encontrar los porcentajes de mercurio susceptibles de ser bioacumulables. En el buchón de agua los contenidos de metal son apreciables, (110-1.217) $\mu\text{g}/\text{kg}$ peso seco en invierno, (7,6-16,2) $\mu\text{g}/\text{kg}$ peso seco en verano, tomando 4 y 6 muestras respectivamente, conservando una tendencia a permanecer en la raíz (órgano receptor del alimento en la planta) y disminuyendo su concentración de invierno a verano. Para el buchón, los coeficientes indican una tendencia a bioacumular el 3% del mercurio que contiene como metilmercurio; el 2% se bioacumula en las hojas y tallos y el 1% se bioacumula en las raíces. Se encontró además que el 40% del mercurio contenido en los peces y el 12% del contenido en

Tabla 2. Acumulación de los metales pesados en las plantas acuáticas

ESPECIE	RESULTADO	REFERENCIA
<i>Eichhornia crassipes</i>	Acumulación máxima de 0,20 ppm en los brotes y 16,0 ppm en las raíces. A 1 ppm de mercurio se alcanzan las concentraciones máximas después de unos 16 días.	Riddle <i>et al.</i> , 2002
<i>Eichhornia crassipes</i>	Bioconcentración en los tejidos de las raíces dependiendo del tiempo y la concentración.	Lenka <i>et al.</i> , 1990
<i>Eichhornia crassipes</i>	2,79 mol Hg/g peso seco. Mayor acumulación en raíces que en brotes.	Jana, 1988
<i>Eichhornia crassipes</i>	Contenidos de mercurio de 110-1.217 g/kg peso seco en invierno; (7,6-16,2) g/kg peso seco en verano. Tendencia del mercurio a permanecer en la raíz.	Ramos <i>et al.</i> , 2000
<i>Hydrilla verticillata</i>	Acumulación de 4,21 mol Hg/g peso seco	Jana (1988)
<i>Ipomoea aquatica</i>	Mayor proporción de metales en las raíces, las cuales tienen mayor tolerancia que los brotes a las altas concentraciones internas de metal.	Göthberg <i>et al.</i> , 2004
<i>Oedogonium areolatum</i>	Acumulación de 3,35 mol Hg/g peso seco	Jana, 1988

los sedimentos se bioacumula. De acuerdo con los datos, se deduce que la velocidad de asimilación del metilmercurio hacia el sedimento, el buchón y el pez es muy alta, ya que a pesar de que el agua presenta contenidos apreciables de mercurio total, no presenta contenido alguno de metilmercurio. Este mercurio que se bioacumula está disponible para bioconcentrarse hasta llegar al hombre a través de la cadena trófica.

Se ha estudiado también la posibilidad de usar algunas macrofitas como bioindicadoras de la contaminación por metales pesados, ya que pueden tener diferentes respuestas, según las características de la especie y el medio donde se encuentren. Los trabajos de Panda *et al.* (1988) y Lenka *et al.* (1990) muestran la capacidad de *E. crassipes* como bioindicador de la contaminación por mercurio en ambientes acuáticos y proporcionan evidencias de que el buchón de agua es un buen absorbente del mercurio acuático.

4.3 Pruebas de toxicidad con *Lemna minor*

A continuación se presentan los resultados de los preensayos de toxicidad con la lenteja de agua (*Lemna minor*). Los efectos generados por la presencia de estos metales en el medio de cultivo sobre el crecimiento poblacional de *L. minor* son fácilmente observables, como se muestra en las figuras 1 y 2.

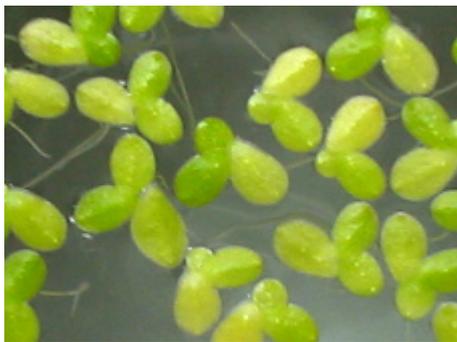


Figura 1. Fotografía de la población de *Lemna minor* antes de la exposición a los metales

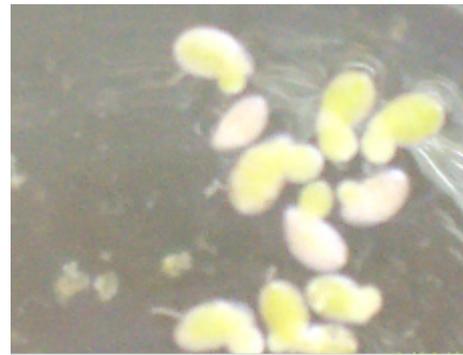


Figura 2. Fotografía de una de las réplicas de la población de *Lemna minor* expuesta a 0,1 mg/L Hg en el día 7

En la figura 2 se puede observar que las plantas aparecen débiles, algunas de ellas de color blanco y otras de un verde pálido, lo que es síntoma de una clorosis producida por deficiencias en la síntesis de la clorofila. Por lo tanto, esto puede repercutir en la capacidad de realizar la fotosíntesis y afectar el crecimiento de las plantas, lo que al final puede llevar a su muerte.

Los datos arrojados por estos preensayos se graficaron en curvas de crecimiento poblacional y mortalidad desde el día 0 hasta el día 7, como puede observarse en las figuras 3 y 4. Adicionalmente se midieron las variables de control: pH, conductividad y temperatura, que no tuvieron variaciones significativas durante los experimentos.

Puede advertirse que en las dos primeras concentraciones de mercurio probadas (C1 = 0,01 mg/L Hg y C2 = 0,10 mg/L Hg) el crecimiento poblacional de *L. minor* es semejante al exhibido por el control, y en las pruebas con las dos concentraciones mayores (C3 = 1,00 mg/L Hg y C4 = 10,00 mg/L Hg), la población es afectada por la presencia del metal, mostrando una disminución significativa con el tiempo en el número de individuos.

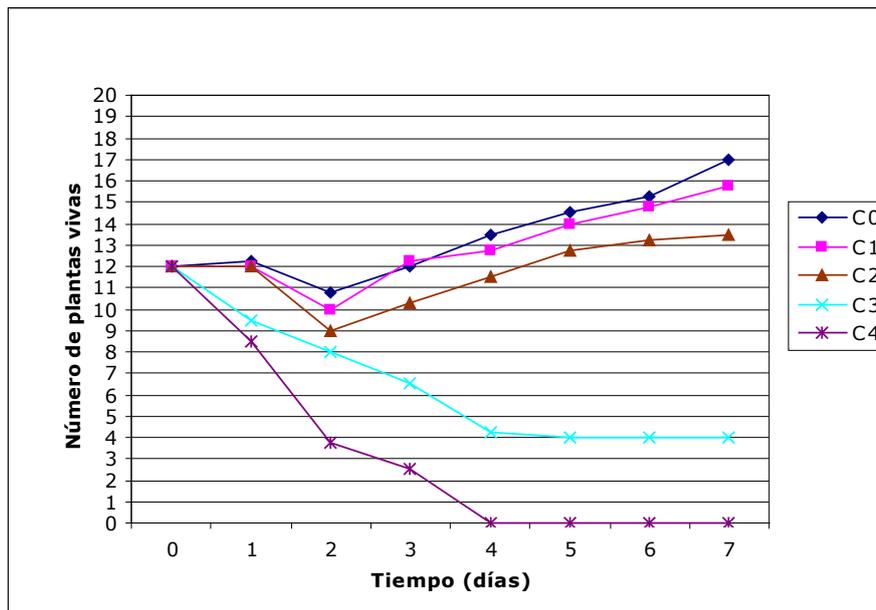


Figura 3. Crecimiento poblacional de *Lemna minor* a diferentes concentraciones de mercurio (C0 = 0,00 mg/L; C1 = 0,01 mg/L; C2 = 0,10 mg/L; C3 = 1,00 mg/L; C4 = 10,00 mg/L)

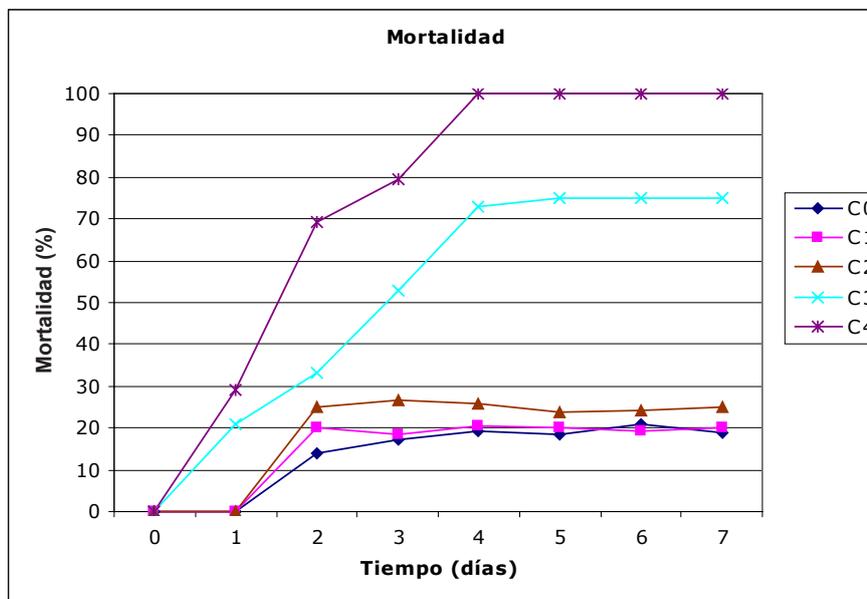


Figura 4. Mortalidad de la población de *Lemna minor* a diferentes concentraciones de mercurio (C0 = 0,00 mg/L; C1 = 0,01 mg/L; C2 = 0,10 mg/L; C3 = 1,00 mg/L; C4 = 10,00 mg/L)

La exposición al mercurio de la población de *L. minor* generó una mortalidad muy cercana a la observada en el control con las dos concentraciones menores (0,01 mg/L y 0,1 mg/L), mientras en las dos concentraciones mayores (1,0 mg/L y 10,0 mg/L) se

nota una afectación mediante un incremento de la mortalidad, especialmente en la concentración mayor. Es de anotar que en la tercera concentración, a partir del día 4, hay una aparente tolerancia al metal, pues la mortalidad es constante en los días siguientes.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La situación inicial de intoxicación creada por el mercurio puede afectar los diferentes niveles de estructura y organización del organismo. Es así como el efecto puede ser a escala molecular, de organelas, células, tejidos, órganos, sistemas, organismos, poblaciones, comunidades y ecosistemas.

Muchas plantas actúan como bioindicadores de la presencia de un metal pesado en el medio por retenerlo selectivamente, mientras otras se comportan como bioacumuladoras del metal pesado al tolerar su presencia y acumularlo en su estructura, dando paso a la bioconcentración a través de la cadena trófica. En el proceso de la contaminación por los metales pesados, las plantas tienen el protagonismo, ya que son la puerta de entrada y acumulación de ellos en los demás seres vivos. Esta contaminación vegetal alcanza a los animales y, en definitiva, al propio hombre, el cual, en la mayoría de los casos, constituye la causa de la producción o incremento de esta contaminación.

Para la planta *Lemna minor* las concentraciones de mercurio entre 0,01 mg/L y 0,1 mg/L no afectan significativamente su crecimiento poblacional. Sin embargo, a concentraciones entre 1,0 mg/L y 10,0 mg/L de mercurio la población sufre una alta mortalidad y su crecimiento disminuye significativamente con el tiempo.

En condiciones naturales, cuando se presenta la contaminación por mercurio, es la planta entera la que sufre la agresión, por lo que se hace necesario impulsar más estudios y modelos de experimentación para descubrir los mecanismos fisiológicos de las plantas (recepción del impacto, alteraciones funcionales, metabólicas, hormonales y citogenéticas) que puedan ayudar a una mejor comprensión del desarrollo de resistencia y las posibles respuestas de los organismos.

El enfoque hacia los estudios toxicológicos que se encuentran reportados en la literatura consultada

ha arrojado resultados importantes en la determinación de los efectos del mercurio; sin embargo, se hace necesario ampliar el conocimiento de los efectos ecotoxicológicos con diversas especies en individuos y poblaciones y de los ecosistemas que las albergan, lo que ayudará a la comprensión de los procesos de alteración del medio ambiente y, por tanto, a la prevención y control de la contaminación y sus efectos en los seres vivos.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA-AWWA-WEF (2000). Standard methods for examination of water and wastewater. 20th ed. Washington: American Public Health Association.
- CAPÓ, M. (2002). Principios de ecotoxicología: diagnóstico, tratamiento y gestión del medio ambiente. España: McGraw-Hill. 314 p.
- DÍAZ-BÁEZ, M. C., BUSTOS, M. C. y ESPINOSA, A. J. (2005). Pruebas de toxicidad acuática: fundamentos y métodos. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. 118 p.
- GÖTHBERG, A., GREGER, M., HOLM, K. and BENGTS-SON, B. E. (2004). Influence of nutrient levels on uptake and effects of mercury, cadmium, and lead in water spinach. *J. Environ. Qual.* 33: 1247-1255 (Abstract).
- JANA, S. (1988). Accumulation of Hg and Cr by three aquatic species and subsequent changes in several physiological and biochemical plant parameters. *Water, Air, & Soil Pollution.* 38 (1 y 2): 105-109 (Abstract).
- LENKA, M., PANDA, K. K. and PANDA, B. B. (1990). Studies on the ability of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) to bioconcentrate and biomonitor aquatic mercury. *Environ Pollut.* 66 (1): 89-99. (Abstract).
- MARCANO, J. E. (2003). Educación ambiental en la República Dominicana. On-line: 23 mayo de 2003. (<http://www.jmarcano.com/index.html>).
- NRDC (NATURAL RESOURCES DEFENSE COUNCIL). Online: Septiembre 2006. (www.nrdc.org)
- OECD (ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT) (2002). Guidelines for the testing of chemicals. Revised proposal for a new guideline 221. *Lemna sp.* Growth inhibition test. (<http://www.oecd.org>).
- PANDA, B. B., DAS, B. L., LENKA, M. and PANDA, K. K. (1988). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) to



- biomonitor genotoxicity of low levels of mercury in aquatic environment. *Mutat Res.* 206 (2): 275-279. (Abstract).
- RAMOS, C. X., ESTÉVEZ, S. L. y GIRALDO, E. (2000). Nivel de la contaminación por metilmercurio en la región de La Mojana. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental. Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental (CIIA). Universidad de los Andes. Bogotá. Colombia.
- RIDDLE, S. G., TRAN, H. H., DEWITT, J. G. and ANDREWS, J. C. (2002). Field, laboratory, and X-ray absorption spectroscopic studies of mercury accumulation by water hyacinths. *Environ Sci Technol.* 36 (9):1965-1970. (Abstract)
- ROLDÁN, G. (1992). *Fundamentos de limnología tropical*. Medellín: Editorial Universidad de Antioquia. 529 p.
- SARKAR, A. and JANA S. (1986). Heavy metal pollutant tolerance of *Azolla pinnata*. *Water, Air, & Soil Pollution.* 27 (1-2): 15-18 (Abstract).
- SUBHADRA, A. V., NANDA, A. K., BEHERA, P. K. and PANDA, B. B. (1991). Acceleration of catalase and peroxidase activities in *Lemna minor* L. and *Allium cepa* L. in response to low levels of aquatic mercury. *Environmental Pollution.* 63 (2 y 3): 169-179 (Abstract).
- TORTORELLI, M. C., DI MARZIO, W., SÁENZ, M. y ALBERDI, J. (1994). Ensayos ecotoxicológicos con organismos acuáticos para la evaluación de la contaminación ambiental. Curso de Postgrado. Universidad Nacional de Luján, Argentina. Departamento de Ciencias Básicas. Laboratorio de Ecotoxicología.
- USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1996). Ecological Effects Test Guidelines. OPPTS 850.4400. Aquatic Plant Toxicity Test Using *Lemna* spp. Tiers I and II. (<http://www.epa.gov>)
- USEPA. (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). (2005). Mercury in medical facilities. [citado 22 julio 2005]. (<http://www.epa.gov/seahome/mercury/src/terms.htm>)
- WANG, T. C., WEISSMAN, J. C., RAMESH, G., VARADARAJAN, R. and BENEMANN, J. R. (1996). Parameters for removal of toxic heavy metals by water milfoil (*Myriophyllum spicatum*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.* 57 (5): 779-786 (Abstract).

