



Respuesta de plantas jóvenes de cuatro especies de coníferas a la exposición al mercurio

Response of young plants of four conifer species to mercury exposure

Ximena Aurora Altonar-Gómez¹, Karen Ximena Tzintzun-Pedraza¹, Verónica Osuna-Vallejo²
y Roberto Lindig-Cisneros^{2*}

¹ Universidad Nacional Autónoma de México. Escuela Nacional de Estudios Superiores-Morelia, Morelia, Michoacán, México.

² Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad. Morelia, Michoacán, México.

Autor de correspondencia: rlindig@iies.unam.mx

RESUMEN

Las propiedades fisicoquímicas de los residuos mineros tienden a inhibir los procesos de formación del suelo y el crecimiento de las plantas. Sin embargo, existen especies capaces de crecer en ambientes contaminados y absorber metales pesados. En Tlalpujahua, Michoacán, como en muchos sitios mineros, hay depósitos contaminados con mercurio a causa de las prácticas de beneficio de los metales. Se estudió el efecto de la presencia de mercurio en el sustrato, en el desempeño de plantas jóvenes de coníferas con individuos de *Pinus devoniana* Lindley, *Pinus pseudostrobus* Lindley, *Pinus martinezii* E. Larsen y *Juniperus deppeana* Steud. Las plantas de cada especie se sometieron a cinco dosis de mercurio adicionadas al sustrato y se midió la altura y se cuantificó la biomasa seca aérea y de raíz. *Pinus devoniana* y *Pinus pseudostrobus* disminuyeron su crecimiento después de ser expuestas a 15 ppm de mercurio en disolución. Las raíces de *P. devoniana* presentaron menor biomasa que las raíces de las plantas control. *Pinus martinezii* fue resistente al mercurio, mientras que *J. deppeana* muestra una tolerancia intermedia a la presencia de mercurio. Los resultados obtenidos indican que *J. deppeana* y *P. martinezii* son especies tolerantes al mercurio potencialmente útiles para la rehabilitación de sitios contaminados.

PALABRAS CLAVE: fitoestabilización, fitorremediación, minería, restauración ambiental.

ABSTRACT

Physical-chemical properties of mine residues tend to prevent soil formation processes and plant growth. Nevertheless, there are plant species capable of growing in polluted environments and absorbing heavy metals. In Tlalpujahua, Michoacán, as in many mining sites, there are sites polluted with mercury because of the metal refining processes. We studied the effect of mercury in the growth medium in young conifer plants of *Pinus devoniana* Lindley, *Pinus pseudostrobus* Lindley, *Pinus martinezii* E. Larsen and, *Juniperus deppeana* Steud. Young plants of the four species were grown in media with four levels of mercury and three growth related response variables were recorded. *Pinus devoniana* and *Pinus pseudostrobus* had a reduction in growth when the concentration of mercury in the medium was 15 ppm or higher. Roots of *P. devoniana* had lower biomass when exposed to mercury than control plants. *P. martinezii* was resistant to mercury. *J. deppeana* had an intermediate resistance to mercury with high variation among individuals. Results indicate that *J. deppeana* and *P. martinezii* are species tolerant to mercury exposition and can be useful for reclamation of contaminated sites.

KEYWORDS: phytostabilization, phytoremediation, mining, environmental restoration.

INTRODUCCIÓN

La minería es una causa importante de contaminación ambiental, una de las principales preocupaciones en esta actividad es el depósito de metales pesados en el ambiente, debido a la generación y manejo de los depósitos de residuos llamados en México “jales mineros” (Macías *et al.*, 2015). Los residuos mineros son el resultado de la extracción de los minerales del subsuelo y de los diferentes procesos metalúrgicos que se llevan a cabo para obtener los metales de interés económico en estos procesos; la capa superficial del suelo resulta dañada, y las rocas y relaves residuales a menudo son inestables y se convierten en fuentes de contaminación (Cao *et al.*, 2010; Macías *et al.*, 2015; Covarrubias y Peña, 2017). Las propiedades fisicoquímicas de los residuos mineros tienden a inhibir los procesos de formación del suelo y crecimiento de las plantas, ocasionando desórdenes en su metabolismo, provocando una amplia diversidad de problemas para establecer y mantener la vegetación (Jiménez, Huante y Rincón, 2006; Filyarovskaya, Sitarska, Traczewska y Wolf, 2017; Xun, Feng, Li y Dong 2017). Aun cuando una cubierta vegetal logra establecerse en estos residuos, la riqueza y diversidad de los microorganismos del suelo es afectada; esto inhibe la descomposición de la materia orgánica y los procesos de mineralización (Wong, 2003). Sin embargo, la capacidad de adaptación de algunas especies de plantas a ambientes extremos, las convierten en organismos capaces de rehabitar estos espacios restableciendo procesos ecosistémicos (Ernst, 1996; Rincón, Asencio y Rodríguez-Castellanos, 2007).

Los registros históricos sobre la actividad minera en México indican que se ha desarrollado de forma intensiva desde el año 1550 y que, como consecuencia de esta actividad, se derivan varios distritos mineros abandonados y asociados con millones de toneladas de residuos mineros distribuidos en todo el país (Chávez *et al.*, 2010; Macías *et al.*, 2015). A lo largo de la historia minera de México, se han utilizado diversos métodos para la separación de los metales de interés del resto de los materiales que se extraen, uno de estos métodos era la amalgamación con mercurio (Lacerda,

1997; Caicedo-González, 2014). El proceso de amalgamación con mercurio se utilizó en México desde el siglo XVI (Meniz-Márquez, 1983; Nriagu, 1994; Uribe-Salas y Flores-Clair, 2015), específicamente en la época colonial se trajeron grandes cantidades de mercurio para usarlo en las minas de los estados de Zacatecas, Guanajuato, el oriente de Michoacán y San Luis Potosí. Estas minas, se explotaron durante el periodo colonial y hasta mediados del siglo XX; como consecuencia de la ausencia de normativas y procesos apropiados para el manejo de residuos, algunas de estas minas terminaron convirtiéndose en depósitos de grandes cantidades de mercurio (Hylander y Meili, 2003; Castro-Díaz, 2011; Osuna-Vallejo *et al.*, 2019).

Siendo que el suelo es el principal reservorio de metales pesados, los contaminantes pueden permanecer en él durante mucho tiempo (Cao *et al.*, 2010; Qian *et al.*, 2018). La permanencia a largo plazo es especialmente grave en el caso de contaminantes inorgánicos, como los metales pesados, que no pueden ser degradados. Su persistencia, acumulación progresiva y/o su transferencia a otros sistemas supone una amenaza para la salud humana y la de los ecosistemas (Ortega-Ortiz, Benavides-Mendoza y Zermeño-González, 2003; Mishra, Upadhyay, Pathak y Tripathi, 2008). Sin embargo, la toxicidad de los suelos no depende únicamente de las sustancias contaminantes, sino también, de la presencia natural de otras sustancias químicas en el suelo, el pH y la disposición de los nutrientes. Estos elementos también influyen en la forma en la que las plantas responden a la toxicidad, en ocasiones facilitando a las raíces la absorción de metales pesados (Lu, Yin, Huang, Zhang y Zhao., 2011; Anawar, Canha, Santa-Regina y Freitas, 2013). Las plantas cultivadas en suelos contaminados absorben en general más oligoelementos y la concentración de éstos en los tejidos vegetales está directamente relacionada con su abundancia en los suelos (López-Corrales, 2015; Qian *et al.*, 2018). Concentraciones excesivas de metales en el suelo pueden impactar la calidad de los alimentos, la seguridad de la producción de cultivos y la salud del ambiente, ya que estos se mueven a través de la red trófica vía consumo de plantas



por animales y estos a su vez pueden ser consumidos por humanos (Lu *et al.*, 2011; Rascio y Navari-izzo, 2011; Anawar *et al.*, 2013; López-Corrales, 2015).

Las propiedades fisicoquímicas de los residuos del metal extraído o de los químicos utilizados para los procesos de extracción minerales, también ocasionan desórdenes en el metabolismo de las plantas, provocando una amplia variedad de problemas para establecer y mantener la vegetación (Wong 2003, Jiménez *et al.* 2006). Afectando también a los procesos de sucesión ecológica, ocasionando que la recuperación de la cobertura vegetal pueda ser muy lenta (Bradshaw 1997).

A pesar de la legislación existente sobre la disposición y manejo de residuos, el problema persiste. La NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat], 2007) establece los límites máximos permisibles de mercurio en suelos, siendo 23 mg/kg el máximo permitido para suelo de uso agrícola/residencial/comercial y 310 mg/kg para suelos de uso industrial. En el país se estima que los residuos mineros acumulados se encuentran en el intervalo de 10 a 20 millones de toneladas (Zetina-Rodríguez, 2012). La mayoría de las veces, en estas zonas se cultivan importantes productos agrícolas de consumo humano como frijol y maíz, sobre los cuales existen reportes que indican la acumulación de metales pesados. Lo anterior, aunado al remanente de desechos históricos de la minería, agrava la situación de la contaminación por metales pesados en México (Covarrubias y Peña, 2017).

Existen muchas técnicas de remediación disponibles para suelos contaminados; la biorremediación es una técnica que aprovecha la capacidad de los organismos vivos para transformar, almacenar o degradar los contaminantes que se encuentran en el ambiente, lo cual puede ser llevado a cabo por bacterias, plantas y hongos (Garbisu, 2002). Para el caso de las plantas, se ha denominado a este proceso fitorremediación (Delgadillo y Gónzalez, 2011; Petruzzelli, Pedron, Rosellini y Barbaieri, 2013). Otra estrategia es la biosecuestración, de la que se deriva la fitoestabilización, en la cual los metales pesados se acumulan en los tejidos de plantas longevas de tal forma que quedan aislados de los

ciclos biogeoquímicos del ecosistema. En consecuencia, se reduce la biodisponibilidad de los metales y la exposición de la fauna y los humanos (Cunningham, Berti y Huang, 1995; Wong, 2003; Petruzzelli *et al.*, 2013).

Las plantas, al ser expuestas a metales pesados, pueden presentar diferentes respuestas fisiológicas, las cuales varían dependiendo de la especie de la planta, el metal específico al que es expuesta y la concentración de este en el suelo. Al utilizar plantas tolerantes a metales pesados para procesos de biorremediación o biosecuestración, también se pueden mejorar las condiciones de establecimiento para otras especies (Pulford y Watson, 2003; Wong, 2003). Estas dos técnicas de fitorremediación son especialmente útiles para su aplicación en grandes superficies, con contaminantes relativamente inmóviles y suele considerarse para procesos de recuperación a largo plazo y el costo económico en comparación con otras técnicas de remediación en suelos mineros es menor. Por lo anterior, es ideal considerar esta medida para la restauración de sitios contaminados por actividades mineras.

Las coníferas entre las que se encuentran 11 especies de pinos han demostrado una respuesta favorable en los procesos de fitorremediación, más específicamente hablando son capaces de realizar fitoinmovilización y fitoextracción de metales pesados como el cadmio, zinc, cromo, plomo, cobre, níquel y hierro aun cuando estos se encuentren en altas concentraciones en el suelo e incluso en efluentes (Castro-Servín, González-Kladiano y Hernández Tejeda, 1997; Cho, Aoyama, Seki, Hayashi y Doi, 1999; Moudouma, Riou, Gloaguen y Saladin , 2013; Cutillas,2017). Se seleccionaron cuatro especies de coníferas nativas del occidente de México, con base en información previa, relacionada con su presencia en depósitos mineros (Chávez *et al.*, 2010; Osuna-Vallejo, Sáenz-Romero, Escalera-Vázquez, de la Barrera y Lindig-Cisneros, 2019): *Pinus pseudostrobus*, *P. martinezii* y *P. devoniana*; además, de *Juniperus deppeana*

Está comprobado que muchas especies vegetales expuestas a suelos contaminados disminuyen su crecimiento, lo que es un factor que debe considerarse cuando se planea su uso en procesos de remediación

ambiental, se considera que una reducción de 10% representa un efecto tóxico en las plantas (Wong 2003, Anawar et al., 2013).

OBJETIVOS

Conocer el efecto de distintas concentraciones de mercurio en el desarrollo y supervivencia de plantas jóvenes de *Pinus devoniana*, *Juniperus deppeana*, *Pinus pseudostrobus* y *Pinus martinezii*; debido a que son especies arbóreas potencialmente útiles para la recuperación de depósitos mineros en el occidente de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Como ya se mencionó, se seleccionaron cuatro especies de coníferas con base en información previa relacionada con su presencia en depósitos mineros (Chávez et al. 2010, Osuna-Vallejo et al., 2019): *Pinus pseudostrobus*, *P. martinezii* y *P. devoniana*; además, de *Juniperus deppeana*. Para el experimento, se recolectaron semillas de *P. pseudostrobus* y *P. devoniana* siguiendo los protocolos de colecta en la comunidad de Nuevo San Juan Parangaricutiro y descrito en Castellanos-Acuña et al. 2015, la semilla de *P. martinezii* se obtuvo en Hidalgo Michoacán (Osuna-Vallejo et al., 2019) para su posterior germinación en laboratorio. Por su parte, *J. deppeana* se obtuvo la planta de un vivero forestal en la comunidad de Palmar de Bravo en el estado de Puebla que fue el sitio más cercano en el que se produce esta especie. Los puntos de recolección se encuentran resumidos en la tabla 1.

Las semillas, previamente estratificadas por dos semanas en un refrigerador a 4 °C, se germinaron por 21 días en cajas de Petri con papel filtro (Whatman® No. 1) y posteriormente se trasplantaron en un contenedor

forestal (5.5 cm diámetro, 16 cm de longitud) de 350 cm³ de capacidad, en un sustrato libre de contaminantes y rico en materia orgánica, 70% peat moss (musgo de turbera) y 30% agrolita (Perlita expandida). Posteriormente, las plantas permanecieron por un mes en una cámara de crecimiento Lumistell®, modelo ICP-18 a 25 °C, 12 horas luz, radiación y humedad constante al finalizar este período se registró la altura inicial en centímetros. Una vez transcurrido el mes, se fertilizó a las plantas mediante riego con 50 ml de disolución hidropónica de Steiner (1984).

Con las plantas fertilizadas se llevaron a cabo experimentos independientes para cada especie estudiada porque se contó con un número diferente de individuos para cada uno de ellos. Aunque esto impide comparar estadísticamente entre especies, permite contar con datos más robustos para cada una de ellas dado que se pudo controlar el efecto confundido de contar con individuos de tamaño inicial muy diferentes. De tal forma que para el experimento con *J. deppeana* se contó con 18 individuos, para el de *P. devoniana* con 30 individuos, para el de *P. pseudostrobus* con 16 individuos y para el de *P. martinezii* con 30 individuos.

Para cada experimento, se formaron cinco grupos con los individuos disponibles de forma aleatoria, cada uno de los cuales fue sometido a uno de cinco tratamientos de dosis de mercurio (HgCl₂; ppm): 0, 15, 30, 60 y 90, respectivamente (Osuna-Vallejo 2019), el cual fue aplicado como cloruro de mercurio. Los contenedores estaban aislados entre sí y no contaban con drenaje para evitar pérdidas de mercurio. Después de la aplicación de mercurio, las plantas fueron regadas con agua destilada dos veces a la semana aplicando a cada una 10 ml.

TABLA 1. Sitios de recolección de semillas y plantas para el experimento.

Especie	Coordinadas de recolección	Altitud (m s.n.m.)	Estado
<i>Pinus martinezii</i>	100°40'05.5" O; 19°48'33.2" N	2938	Michoacán
<i>Juniperus deppeana</i>	97°32'44.09" O; 18°49'47.03" N	2199	Puebla
<i>Pinus devoniana</i>	102°10'08.3" O; 19°26'24.6" N	2217	Michoacán
<i>Pinus pseudostrobus</i>	102°11'43.6" O; 19°27'34.4" N	2520	Michoacán



En la segunda semana del experimento, se efectuó una aplicación de 10 ml del fungicida Captan®, (10 g/l) dado que algunos individuos mostraron síntomas de fungosis. En la semana número trece del experimento, se realizó una segunda aplicación de la disolución del mercurio en todos los individuos con las mismas concentraciones antes mencionadas. Se mantuvo un registro semanal de altura y cualquier cambio que se pudiera observar en las hojas durante 16 semanas. Al final de los registros, se cosecharon los individuos de cada experimento y se midió la longitud de raíz. Se secó cada planta separando la parte aérea de las raíces en un horno durante 48 horas a 70 °C, para la determinación de peso seco aéreo y de raíz.

Los datos de altura final, biomasa aérea (como peso seco), biomasa de raíz (como peso seco) y la relación biomasa de raíz/biomasa aérea se analizaron por medio de análisis de covarianza en donde la covariante fue la altura inicial y la variable explicativa la concentración de mercurio, con el paquete “R” (R Development Core Team 2018). Cuando no se cumplió con alguno de los supuestos del análisis de covarianza se transformaron los datos utilizando log base10.

RESULTADOS

El experimento con *Pinus pseudostrobus* arrojó los siguientes resultados. En cuanto a la altura final, tanto la altura inicial como covariante ($F_{(1,10)} = 130.9$; $P = 0.0001$) como la concentración de mercurio ($F_{(3,10)} = 3.78$; $P = 0.0475$), fueron significativas (Fig. 1) y para todos los tratamientos de adición de mercurio la reducción en las medias fue mayor a 10% cuando se comparó con el control. Por otro lado, la respuesta de la biomasa aérea fue marginalmente significativa con respecto a la interacción entre la altura inicial y las concentraciones de mercurio ($F_{(3,7)} = 3.28$; $P = 0.08$, Fig. 2), sin embargo, la reducción en la biomasa cuando había mercurio en el medio fue siempre mayor a 10%. En el caso de la biomasa de raíz, la altura inicial como covariante fue significativa, así como interacción entre altura inicial y la concentración ($F_{(3,7)} = 5.1877$; $P = 0.034$, Fig. 3) y la reducción en las medias cuando había mercurio en el medio fue siempre mayor a 10%. No hubo diferencias entre medias para la relación entre la biomasa aérea y la biomasa de raíz.

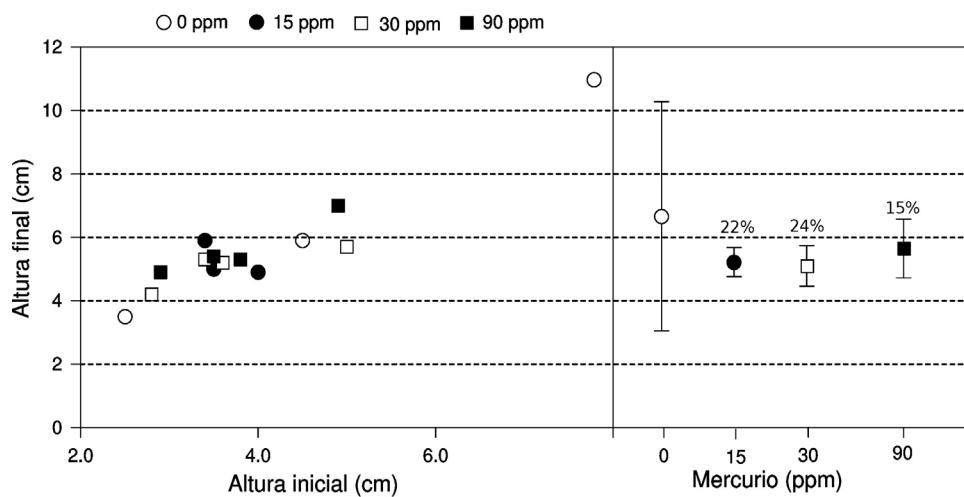


FIGURA 1. Relación entre altura final e inicial de *P. pseudostrobus* y relación entre altura final y concentración de mercurio.

Los datos son medias y desviaciones estándar ($n=13$). Los porcentajes denotados representan la reducción en comparación con el control.

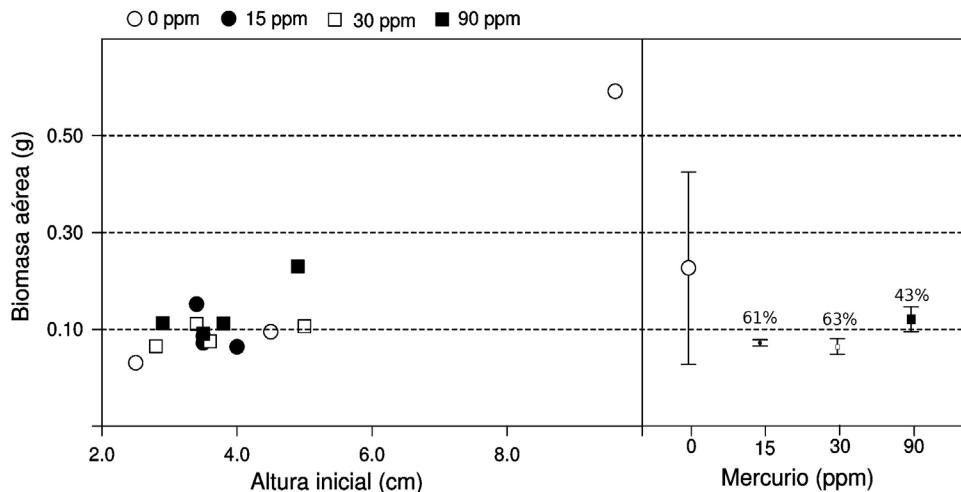


FIGURA 2. Relación entre biomasa aérea de *P. pseudostrobus* y altura inicial y relación entre biomasa aérea y concentración de mercurio.

Los datos son medias y desviaciones estándar ($n = 13$). Los porcentajes denotados representan la reducción en comparación con el control.

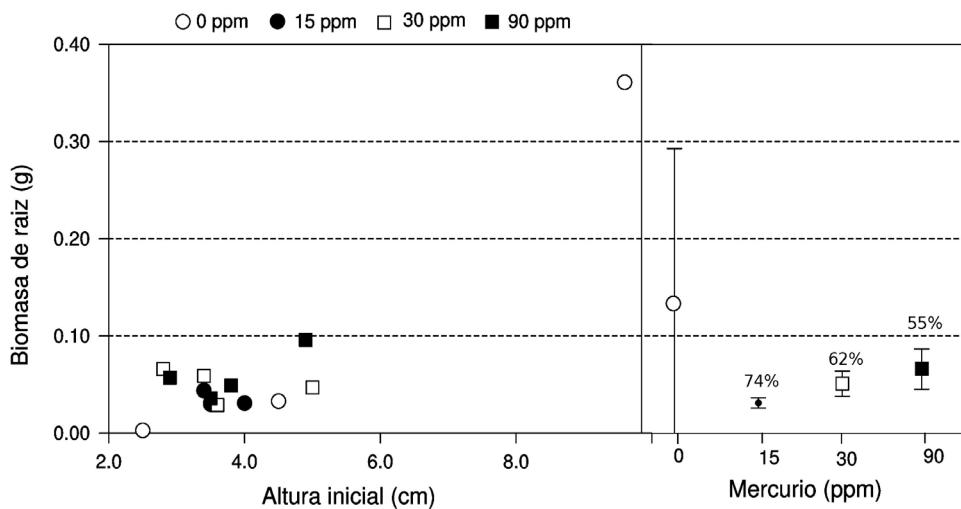


FIGURA 3. Relación entre biomasa de raíz para *P. pseudostrobus* y altura inicial y relación entre biomasa de raíz y concentración de mercurio.

Los datos son medias y desviaciones estándar ($n = 13$). Los porcentajes denotados representan la reducción en comparación con el control.

En el caso de *J. deppeana*, la altura final sólo se relacionó con la altura inicial de forma significativa. También para esta especie, la biomasa de raíz se relacionó con la altura inicial en interacción con la concentración ($F_{(3,8)} = 5.47$; $P = 0.024$, Fig. 4). En cuanto a la reducción en las medias para esta variable en presencia de mercurio hubo una excepción para 90 ppm, que aumentó, pero cabe mencionar que fue

un solo individuo. La biomasa aérea mostró el mismo patrón ($F_{(3,8)} = 9.54$; $P = 0.005$, Fig. 5), aunque cabe mencionar que sólo para 30 ppm la media fue menor en más de 10% con respecto al control. Para *P. devoniana*, no hubo respuesta para la altura final, para la biomasa de raíz la altura inicial como covariable ($F_{(1,16)} = 4.7536$; $P = 0.0445$) y la concentración ($F_{(4, 16)} = 4.1466$; $P = 0.0171$) fueron



significativas (Fig. 6) y la reducción de esta variable en presencia de mercurio fue mayor a 10% para todas las concentraciones en comparación con el control. En el caso de la relación entre la biomasa aérea y la biomasa de raíz fueron significativas la concentración de mercurio ($F_{(4,16)} = 3.22$; $P = 0.04$; Fig. 7) y para todas las concentraciones de mercurio la reducción en las medias fue mayor a 10% en comparación con el control.

Para *P. martinezii*, no hubo una relación significativa para ninguna variable de respuesta y las variables explicativas. Para las cuatro especies, los resultados indican que lo más frecuente fue un efecto de la concentración de mercurio en el sustrato en interacción con la altura inicial (Tabla 2), lo que se observó en al menos una variable de respuesta para tres especies, aunque la concentración de mercurio fue significativa para *P. devoniana* y *P. pseudostrobus*.

Cabe mencionar que en los cuatro experimentos solamente murieron ocho individuos. En el caso de *P. martinezii*, fueron dos plántulas correspondientes a la concentración de 90 ppm, en *P. pseudostrobus* murió un individuo del tratamiento control, para el caso de *J. deppeana* solamente quedó un individuo del tratamiento de 90 ppm. Por último, murieron cuatro individuos de *P. devoniana*,

correspondientes al tratamiento control, 15 ppm, 30 ppm y 60 ppm, respectivamente.

DISCUSIÓN

Los resultados de estos experimentos indican que hay una tolerancia diferencial entre las especies estudiadas y que el tamaño inicial cuando son sometidos los individuos influye en su resistencia a la presencia de mercurio en el medio. Varios estudios han demostrado como las especies vegetales expuestas a suelos contaminados disminuyen su crecimiento y se considera que si es igual o mayor a 10% se tiene un efecto de toxicidad (Wong, 2003; Anawar *et al.*, 2013). Sin embargo, no está bien documentada la concentración del contaminante a partir de la cual individuos de diversas especies de *Pinus* sp. y otras coníferas se verán afectados por la presencia de mercurio. Con otros metales pesados, como el cobre, se ha documentado que el crecimiento tanto de la raíz como de la parte aérea se ve afectada con concentraciones tan bajas como 1 μM (Arduini, Godbold y Onnis, 1995). En el caso de este estudio, la disminución de crecimiento fue validada con los datos de crecimiento semanales y la comparación con los individuos control.

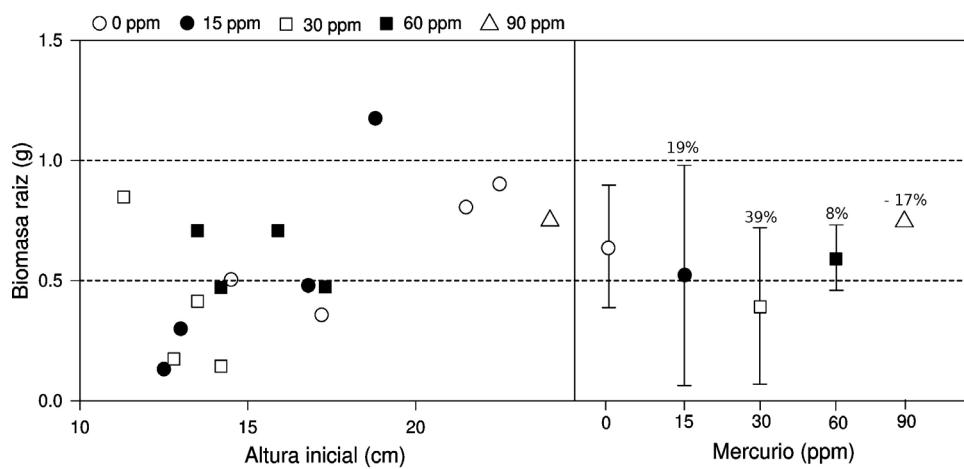


FIGURA 4. Relación entre biomasa de raíz de *Juniperus deppeana* y altura inicial y relación entre la biomasa de raíz y la concentración de mercurio.

Los datos son medias y desviaciones estándar ($n = 17$). Los porcentajes denotados representan la reducción en comparación con el control.

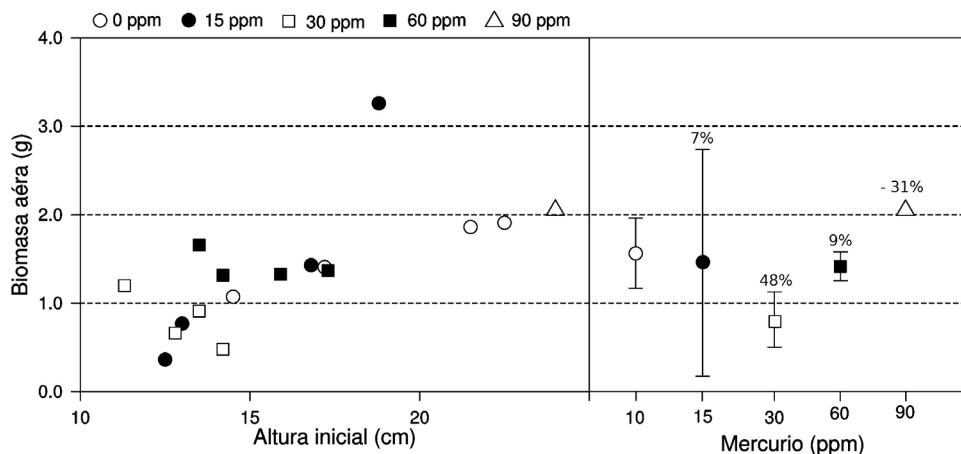


FIGURA 5. Relación entre biomasa aérea para *J. deppeana* y altura inicial y relación entre bioamasa aérea y concentración de mercurio.

Los datos son medias y desviaciones estándar ($n = 17$). Los porcentajes denotados representan la reducción en comparación con el control.

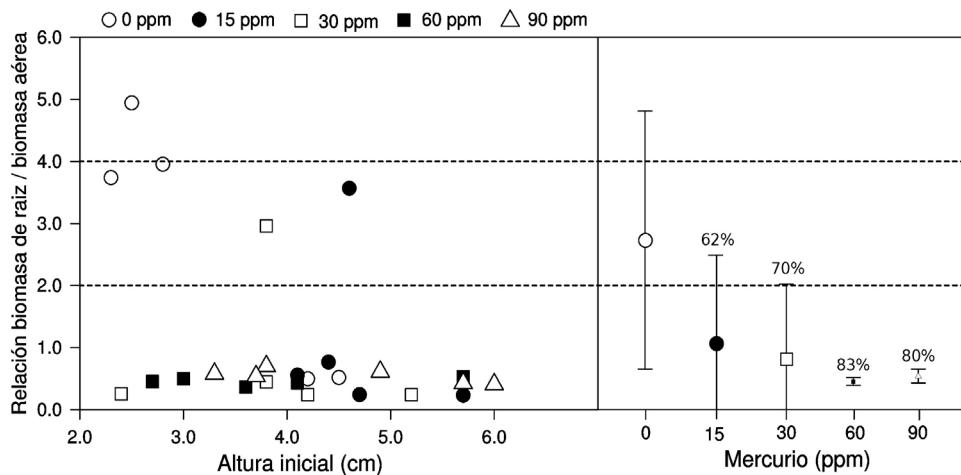


FIGURA 6. Relación entre biomasa de raíz/biomasa aérea y altura inicial de *Pinus devoniana* y relación entre biomasa de raíz/biomasa aérea y la concentración de mercurio.

Los datos son medias y desviaciones estándar ($n = 26$). Los porcentajes denotados representan la reducción en comparación con el control.

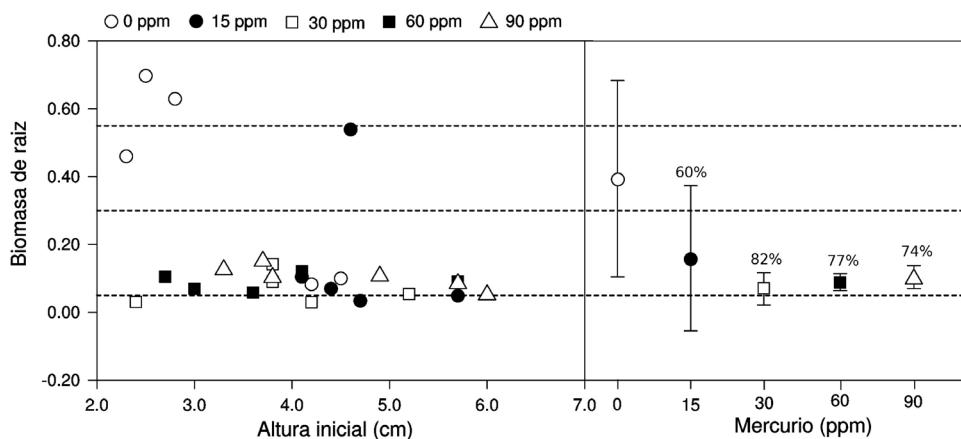


FIGURA 7. Relación entre biomasa de la raíz y altura inicial de *Pinus devoniana* y relación entre biomasa de raíz y concentración de mercurio.

Los datos son medias y desviaciones estándar ($n = 26$). Los porcentajes denotados representan la reducción en comparación con el control.



TABLA 2. Efecto de la concentración de mercurio en el suelo, altura inicial e interacción entre las variables de respuesta consideradas en el estudio.

<i>Especie</i> <i>Variable de Respuesta</i>	<i>Altura inicial</i>	<i>Concentración de Mercurio</i>	<i>Interacción</i>
<i>Pinus pseudostrobus</i>			
Altura final	***	*	NS
Biomasa aérea	NS	NS	MS
Biomasa de raíz	***	NS	*
B.A./B.R.	NS	NS	NS
<i>Pinus devoniana</i>			
Altura final	NS	NS	NS
Biomasa aérea	NS	NS	NS
Biomasa de raíz	*	*	*
B.A./B.R.	NS	*	NS
<i>Pinus martinezii</i>			
Altura final	NS	NS	NS
Biomasa aérea	NS	NS	NS
Biomasa de raíz	NS	NS	NS
B.A./B.R.	NS	NS	NS
<i>Juniperus deppeana</i>			
Altura final	**	NS	NS
Biomasa aérea	NS	NS	**
Biomasa de raíz	NS	NS	*
B.A./B.R.	NS	NS	NS

NS = no significativo, * < 0.05, ** < 0.01, *** < 0.001

En el caso de *P. devoniana*, los resultados observados son acordes a estudios previos en algunas especies de coníferas evaluadas con metales pesados (Burton y Morgan, 1983; Helmisaari, Makkonen, Olsson, Viiksnay Mälkönen, 1999; Crane, Barkay y Dighton, 2012) respondiendo con una disminución mayor a 10% en el crecimiento después de ser expuesta a 15 ppm de mercurio. Por otro lado, *J. deppeana* presenta disminuciones en el crecimiento de los individuos expuestos a disoluciones del contaminante, pero con concentraciones de 90 ppm.

Por su parte *P. martinezii*, fue la única especie de pino que no presentó ninguna diferencia significativa entre los diferentes tratamientos de exposición al mercurio, lo cual coincide con los resultados del experimento realizado en

mesocosmos (Osuna-Vallejo *et al.*, 2019) así como en otras especies de *Pinus* (*P. rigida*) en las que se ha podido experimentar con mercurio (Crane *et al.*, 2012). En cambio, *P. pseudostrobus* mostró una reducción de crecimiento sustancial en la altura final, en la biomasa de raíz y biomasa aérea, de manera similar a otros estudios (Osuna-Vallejo *et al.*, 2019, Helmisaari *et al.*, 1999; Godbold y Huttermann, 1986; Kahle, 1993; Crane *et al.*, 2012). De las cuatro especies que se estudiaron, se puede inferir que solo dos tienen la capacidad de crecer en suelos contaminados con mercurio. Estas especies serían útiles para acelerar procesos sucesionales y, al acumular el mercurio en la madera, este metal pasado queda fuera de los ciclos biogeoquímicos del suelo mientras los árboles estén en pie. Este fenómeno de

fitosecuestreación ha sido demostrado para diversas especies perennifolias (Godbold, 1991; Fleck, Grigal y Nater, 1999; Boening, 2000; Engle et al., 2006; Friedli et al., 2007).

CONCLUSIONES

Este estudio muestra que *P. martinezii* y *J. deppeana* son capaces de establecerse en suelos contaminados con mercurio sin que se vea comprometido su desarrollo temprano. Estudios previos mostraron que estas especies almacenan mercurio en su madera, esto sumado al hecho de que pueden tolerar altas concentraciones de este metal en la etapa de plántula las hace buenas candidatas para ser probadas en proyectos de fitosecuestreación en depósitos mineros contaminados con este elemento en las zonas montañosas en donde son nativas.

RECONOCIMIENTOS

El presente estudio formó parte de las tesis de Ximena Aurora Altonar-Gómez y Karen Ximena Tzintzun-Pedraza, de tal forma que la contribución de ambas autoras es equivalente. El financiamiento fue a través del proyecto PAPIIT IN 116218 de DGAPA-UNAM.

REFERENCIAS

- Anawar, H. M., Canha, N., Santa-Regina, I., & Freitas, M.C. (2013). Adaptation, tolerance, and evolution of plant species in a pyrite mine in response to contamination level and properties of mine tailings; sustainable rehabilitation. *Journal of soils and sediments*, 13(4), 730-741. doi: 10.1007/s11368-012-0641-7
- Arduini, I., Godbold, D. L., & Onnis, A. (1995). Influence of copper on root growth and morphology of *Pinus pinea* L. and *Pinus pinaster* Ait. seedlings. *Tree Physiology*, 15(6), 411–415. doi: 10.1093/treephys/15.6.411
- Bradshaw, A. (1997). Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecological Engineering*, 8(4), 255-269. doi: 10.1016/S0925-8574(97)00022-0
- Boening, D. W. (2000). Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere*, 40, 1335–1351. doi: 10.1016/S0045-6535(99)00283-0
- Burton, K. W., Morgan, E., & Roig, A. (1984). The influence of heavy metals upon the growth of sitka-spruce in South Wales forests. *Plant and Soil*, 73, 271-282. doi: 10.1007/BF02450361
- Caicedo-González, S. L. (2014). *Planteamiento de una tecnología de producción más limpia para el proceso de beneficio de oro sin mercurio*. Bogotá, Colombia: Universidad Militar Nueva Granada.
- Castro Díaz, L. D. P. (2011). *Minería de oro artesanal ya pequeña escala en Timbiquí-Cauca una aproximación histórica a sus efectos socioambientales desde la perspectiva de los actores locales*. Tesis de licenciatura, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.
- Castro-Servín, M. J., González-Kladiano, V., & Hernández Tejeda, T. (1997). Contenido de metales pesados en algunos suelos y vegetación del Desierto de los Leones, Distrito Federal. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 22(82), 109-127.
- Chávez Corona, P., Uribe Salas, J. A., Razo Pérez, N., Martínez Medina, M., Maldonado Villanueva, R., Ramos Arroyo, Y. R., & Robles Camacho, J. (2010). The impact of mining in the regional ecosystem: The Mining District of El Oro and Tlapujahua, Mexico. *De re metallica (Madrid): Revista de la Sociedad Española para la Defensa del Patrimonio Geológico y Minero*, (15), 21-34.
- Cao, H., Chen, J., Zhang, J., Zhang, H., Qiao, L., & Men, Y. (2010). Heavy metals in rice and garden vegetables and their potential health risks to inhabitants in the vicinity of an industrial zone in Jiangsu, China. *Journal of Environmental Sciences*, 22, 1792-1799. doi: 10.1016/S1001-0742(09)60321-1
- Castellanos-Acuña, D., Lindig-Cisneros, R., & Saenz-Romero, C. (2015). Altitudinal assisted migration of Mexican pines as an adaptation to climate change. *Ecosphere*, 6, 1-16. doi:10.1890/ES14-00375.1
- Cho, N. S., Aoyama, M., Seki, K., Hayashi, N., & Doi S. (1999). Adsorption by coniferous leaves of chromium ions from effluent. *Journal of Wood Science*, 45, 266–270. doi:10.1007/BF01177738
- Covarrubias, S.A., & Peña Cabriales, J. J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 7-21. doi: 10.20937/RICA.2017.33.esp01.01
- Crane, S., Barkay, T., & Dighton, J. (2012). The effect of mercury on the establishment of *Pinus rigida* seedlings and the development of their ectomycorrhizal communities. *Fungal Ecology*, 5, 245-251. doi: 10.1016/j.funeco.2011.12.001
- Cunningham, S. D., Berti, W. R., & Huang, J. W. (24-27 de abril de 1995). Remediation of contaminated soils and sludges by green plants. Conference: 3. international in situ and on-site bioreclamation symposium, San Diego, California, United States.
- Cutillas-Barreiro, L. (2017). La corteza de pino como adsorbente natural de metales pesados en suelos contaminados. Tesis de doctorado, Universidade de Vigo, Vigo, España.



- Delgadillo López, A. E., González-Ramírez, C. A., Prieto-García, F., Villagómez-Ibarra, J. R., & Acevedo-Sandoval, O. (2011). Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14(2), 597-612.
- Díaz, J. C. (2011). *Informe sobre el mercado del mercurio en México*. Montreal, Canada: Comisión para la Cooperación Ambiental.
- Engle, M. A., Sexauer Gustin, M., Johnson, D. W., Murphy, J. F., Miller, W. W., Walker, R. F., Wright, J., & Markee, M. (2006). Mercury distribution in two Sierran forest and one desert sagebrush steppe ecosystems and the effects of fire. *Science of the Total Environment*, 367(1), 222–233. doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.11.025
- Ernst, W. H. O. (1996). Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Applied Geochemistry*, 11, 163–167. doi: 10.1016/0883-2927(95)00040-2
- Filyarovskaya, V., Sitarska, M., Traczewska, T., & Wolf, M. (2017). Microbiological stimulation of phytoremediation process using *Salvinia natans* to mercury contaminated water. *Web of Conferences*, 22, 00047. doi: 10.1051/e3sconf/20172200047
- Fleck, J. A., Grigal, D. F., & Nater, E. A. (1999). Mercury uptake by trees: an observational experiment. *Water, Air, and Soil Pollution*, 115, 513–523. doi: 10.1023/A:1005194608598
- Friedli, H. R., Radke, L. F., Payne, N. J., McRae, D. J., Lynham, T. J., & Blake, T. W. (2007). Mercury in vegetation and organic soil at an upland boreal forest site in Prince Albert National Park, Saskatchewan, Canada. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 112(G1). doi: 10.1029/2005JG000061
- Garbisu, C., Amézaga, I., & Alkorta, I. (2002). Biorremediación y ecología. *Revista Ecosistemas*, 11(3), 1-2.
- Godbold, D. L., & Huttermann, A. (1986). The uptake and toxicity of mercury and lead to spruce seedlings. *Water Air and Soil Pollution*, 31, 509–515. doi: 10.1007/BF00630869
- Godbold, D. L. (1991). Mercury-induced root damage in spruce seedlings. *Water Air and Soil Pollution*, 56, 823–831. doi:10.1007/BF00342319
- Hylander, L. D., & Meili, M. (2003). 500 years of mercury production: global annual inventory by region until 2000 and associated emissions. *Science of the Total Environment*, 304, 13-27. doi: 10.1016/S0048-9697(02)00553-3
- Helmisaari, H. S., Makkonen, K., Olsson, M., Viksna, A., & Mälkönen, E. (1999). Fine-root growth, mortality and heavy metal concentrations in limed and fertilized *Pinus sylvestris* (L.) stands in the vicinity of a Cu-Ni smelter in SW Finland. *Plant and Soil*, 209, 193–200. doi: 10.1023/A:1004595531203
- Jiménez, C., Huante, P. y Rincón, E. (2006). *Restauración de minas superficiales en México*. Ciudad de México, México: Instituto de Ecología, UNAM.
- Lacerda, L. D. (1997). Global mercury emissions from gold and silver mining. *Water, Air and Soil Pollution*, 97, 209-221. doi: 10.1023/A:1018372505344
- López-Corrales, E. I. (2015). Alternativas de disposición para la fitorremediación de suelos contaminados por actividades mineras. Tesis de doctorado, Corporación Universitaria Lasallista, Caldas, Antioquia, Colombia.
- Lu, Y., Yin, W., Huang, L. B., Zhang, G. L., & Zhao, Y. G. (2011). Assessment of bioaccessibility and exposure risk of arsenic and lead in urban soils of Guangzhou City, China. *Environ Geochem Health*, 33, 93–102. doi: 10.1007/s10653-010-9324-8
- Macías, J. L., Corona-Chávez, P., Sánchez-Núñez, J. M., Martínez-Medina, M., Garduño Monroy, V. H., Capra, L., García-Tenorio, F., & Cisneros-Máximo, G. (2015). The May 27, 1937 catastrophic flow failure of gold tailings at Tlalpujahua, Michoacán, México. *Natural Hazards and Earth Science Systems*, 15, 1069–1085. doi: 10.5194/nhess-15-1069-2015
- Mishra, V. K., Upadhyay, A. R., Pathak, V., & Tripathi, B. D. (2008). Phytoremediation of mercury and arsenic from tropical opencast coalmine effluent through naturally occurring aquatic macrophytes. *Water Air Soil Pollution*, 192, 303–314. doi: 10.1007/s11270-008-9657-4
- Meniz-Márquez, C. (1983). Aportación andaluza a la minería del Nuevo Mundo. Amalgamación de metales. *Actas de las II Jornadas de Andalucía y América*, 1, 413-425.
- Moudouma, C. F. M., Riou, C., Gloaguen, V., & Saladin G. (2013). Hybrid larch (*Larix x eurolepis* Henry): a good candidate for cadmium phytoremediation? *Environmental Science Pollution Research*, 20(3), 1889–1894. doi: 10.1007/s11356-012-1419-6
- NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Ciudad de México, México: Diario oficial de la federación de los Estados Unidos Mexicanos 2 de marzo del 2007.
- Nriagu, J. O. (1994). Mercury pollution from the past mining of gold and silver in the Americas. *The Science of the Total Environment*, 14(3), 167-181. doi: 10.1016/0048-9697(94)90177-5
- Ortega-Ortiz, H., Benavides-Mendoza, A., Alonso, R. A., & Zermeno-González, A. (2003). *Fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados*. Coahuila, México: Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.

- Osuna-Vallejo, V., Sáenz-Romero, C., Escalera-Vázquez, L., de la Barrera, E., & Lindig-Cisneros, R. (2019). Total mercury in plant tissue from a mining landscape in western Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102, 19-24. doi: 10.1007/s00128-018-2488-0
- Petruzzelli, G., Pedron, F., Rosellini, I., & Barbaieri, M. (2013). Phytoremediation towards the future: focus on bioavailable contaminants. En: D. K. Gupta, (ed) *Plant-based remediation processes* (pp 273–289). Berlin, Alemania: Springer.
- Pulford, I. D., & Watson, C. (2003). Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees a review. *Environment International*, 29, 529–540. doi: 10.1016/S0160-4120(02)00152-6
- Qian, X., Wu, Y., Zhou, H., Xu, X., Xu, Z., Shang, L., & Qiu, G. (2018). Total mercury and Methylmercury accumulation in wild plants grown at wastelands composed of mine tailings: Insights into potential candidates for phytoremediation. *Environmental Pollution*, 239, 757-767. doi: 10.1016/j.envpol.2018.04.105
- R Development Core Team. (2017). R: A Language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical computing, Vienna, Austria. Recuperado de <http://www.R-project.org>.
- Rodríguez, L., Rincón, J., Asencio, I., & Rodríguez-Castellanos, L. (2007). Capability of selected crop plants for shoot mercury accumulation from polluted soils: phytoremediation perspectives, *International Journal of Phytoremediation*, 9, 1-13. doi: 10.1080/15226510601139359
- Steiner, A. A. (1984). *The Universal Nutrient Solution, Proceedings of IWOSC 1984 6th International Congress on Soilless Culture*. Wageningen, The Netherlands.
- Uribe-Salas, J. A., & Flores-Clair, E. (2015). *Comercio y Minería en la historia de América Latina*. Michoacán, México: Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Wong, M. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, 50, 775–780. doi: 10.1016/S0045-6535(02)00232-1
- Xun, Y., Feng, L., Li, Y., & Dong, H. (2017). Mercury accumulation plant *Cyrtomium macrophyllum* and its potential for phytoremediation of mercury polluted sites. *Chemosphere*, 189, 161-170. doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.09.055

Manuscrito recibido el 28 de abril de 2020

Aceptado el 08 de abril de 2021

Publicado el 24 de diciembre de 2021

Este documento se debe citar como:

Altonar-Gómez, X. A., Tzintzun-Pedraza, K. X., Osuna-Vallejo, V., & Lindig-Cisneros, R. (2021). Respuesta de plantas jóvenes de cuatro especies de coníferas a la exposición al mercurio. *Madera y Bosques*, 27(3), e2732160. doi: 10.21829/myb.2021.2732160



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-NoComercialCompartirIgual 4.0 Internacional.