

CAPACIDAD DE SEIS ESPECIES VEGETALES PARA ACUMULAR PLOMO EN SUELOS CONTAMINADOS

CAPACITY OF SIX PLANT SPECIES TO ACCUMULATE LEAD IN CONTAMINATED SOILS

Juan Carlos Rodríguez Ortiz^{1*}, Humberto Rodríguez Fuentes², Gerardo de Lira Reyes²,
 Jesús Martínez de la Cerda² y José Luis Lara Mireles¹

¹Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Km. 14.5 carretera San Luis Potosí-Matehuala. Ejido Palma de la Cruz, Municipio de Soledad de Graciano Sánchez, San Luis Potosí, México. Tel. y Fax: 01 (444) 852-4056. ²Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León. Km. 17.5 carretera Zuazua-Marín. Marín, Nuevo León, México.

*Autor para correspondencia (jcrodot@hotmail.com)

RESUMEN

El uso de especies vegetales como agentes descontaminantes de suelos contaminados por metales pesados representa una alternativa tecnológica económica y limpia que merece ser estudiada. En el presente trabajo se evaluaron las especies: *Cenchrus ciliaris*, *Helianthus annuus*, *Ricinus communis*, *Nicotiana tabacum*, *Sorghum sudanense* y *Brassica campestris*, que fueron cultivadas en macetas con un suelo de textura franco arenosa que se contaminó artificialmente con 0, 500 y 1000 mg de Pb kg⁻¹ de suelo con el objetivo de evaluar su capacidad de acumular plomo. Las especies difirieron en sus capacidad de acumular plomo. En el tratamiento 500 mg de Pb kg⁻¹ de suelo el orden de estas capacidades ($P \leq 0.05$) fueron: *N. tabacum* (3.27 y 3.08 mg de Pb kg⁻¹ en la materia seca total y en la parte aérea respectivamente) > *R. communis* > *C. ciliaris* > *S. sudanense* > *B. campestris* > *H. annuus*. Mientras que en el tratamiento 1000 mg de Pb kg⁻¹ de suelo el orden ($P \leq 0.05$) fue: *R. communis* (6.79 y 3.94 mg de Pb kg⁻¹ en la materia seca total y parte aérea respectivamente) > *S. sudanense* > *C. ciliaris* > *H. annuus* > *N. tabacum* = *B. campestris*. Con base en la literatura especializada, no se identificó a ninguna de las seis especies evaluadas como “hiperacumuladora de plomo”.

Palabras clave: Fitorremediación, metales pesados, descontaminación, fitoextracción, biotecnología.

SUMMARY

The use of plant species to clean up soils contaminated with heavy metals represent an alternative and inexpensive technology without disturbing the ecosystems, deserving to be studied. The following species: *Cenchrus ciliaris*, *Helianthus annuus*, *Ricinus communis*, *Nicotiana tabacum*, *Sorghum sudanens*, and *Brassica campestris* were cultivated in pots in a sandy loam soil artificially contaminated with 0, 500 and 1000 mg Pb kg⁻¹ soil. The aim of this study was to evaluate the Pb accumulation. These species varied in their capacity to accumulate Pb. In the treatment 500 mg Pb kg⁻¹ of soil, the Pb extraction capacity ($P \leq 0.05$) was: *N. tabacum* (3.27 y 3.08 mg de Pb kg⁻¹ total dry matter and shoots, respectively) > *R. communis* > *C. ciliaris* > *S.*

sudanense > *B. campestris* > *H. annuus*. In treatment 1000 mg Pb kg⁻¹ of soil, the order ($P \leq 0.05$) was: *R. communis* (6.79 y 3.94 mg de Pb kg⁻¹ total dry matter and shoots, respectively) > *S. sudanense* > *C. ciliaris* > *H. annuus* > *N. tabacum* = *B. campestris*. According to the specialized literature, none of these species can be classified as “Lead hyperaccumulator”.

Index words: Phytoremediation, heavy metals, contamination, phytoextraction, biotechnology.

INTRODUCCIÓN

El plomo (Pb) es un contaminante ambiental mayor y altamente tóxico para el hombre. Su presencia en el ambiente se debe principalmente a actividades antropogénicas como la industria, minería, fundición y al uso que se dio de gasolinas con plomo (Chaney y Ryan, 1994; Cooper *et al.*, 1999). El Pb generado de esas actividades puede permanecer como residuo por 1000 a 3000 años en suelos de clima templado (Bowen, 1979). Por lo anterior, los altos contenidos de Pb en el suelo pueden provocar problemas de toxicidad en plantas, animales y humanos. En México se han sido reportado algunos casos de contaminación; en Monterrey, Nuevo León, se encontró que los contenidos de Pb en suelos de un parque público y de un lote urbano fueron de 492 y 764 mg de Pb kg⁻¹ de suelo, respectivamente. En una colonia de Torreón, Coahuila cercana a una importante industria fundidora se reportaron niveles de 40 000 mg de Pb kg⁻¹ de suelo (Juárez, 1999). En el municipio de Marín, N. L. se encontró un suelo abandonado que en el pasado tuvo un uso industrial, con 61 140 mg Pb kg⁻¹ de suelo. Actualmente, en San Luis Potosí la empresa Industrial Minera México anunció el establecimiento de un

programa de limpieza ambiental de suelos contaminados por plomo, lo cual ha sido relacionado a casos de intoxicación en niños (Santillana, 2005).

En México, cuando un suelo se encuentra contaminado por un residuo peligroso, como puede ser el Pb, la legislación ambiental establece que se deben llevar a cabo acciones para recuperar sus condiciones originales, de tal manera que pueda ser utilizado en cualquier tipo de actividad prevista por el programa de desarrollo urbano (Diario Oficial de la Federación, 1988); sin embargo, aún no se dispone de los instrumentos regulatorios y normativos para guiarla. En Estados Unidos, la Agencia de Protección al Ambiente (EPA) establece que la remediación es obligada cuando el contenido total de Pb en el suelo excede los 300 a 500 mg de Pb kg⁻¹ para el caso de uso residencial, o 2000 mg de Pb kg⁻¹ de suelo para uso industrial (USEPA, 1996).

Los tratamientos más comunes de descontaminación de suelos por metales pesados incluyen la aplicación de encaclados, fosfatos y materia orgánica, la remoción del suelo o añadir suelo no contaminado para diluir el efecto de la contaminación (Alloway, 1990; Smith *et al.*, 1995). Sin embargo, estos procedimientos no logran extraer los contaminantes del suelo, sino que sólo disminuyen la biodisponibilidad de los metales. La aplicación *in situ* o *ex situ* de ácidos puede provocar su lixiviación, pero ocasionan efectos desfavorables a las propiedades del suelo y los costos de dichas técnicas suelen ser elevados (Cooper *et al.*, 1999).

Por otro lado, se han encontrado algunas especies vegetales que tienen habilidad para tolerar y acumular altas cantidades de metales pesados cuando se siembran en suelos contaminados y que podrían representar una alternativa de remediación ecológica y económicamente rentable, al remover los contaminantes junto con la cosecha de los cultivos y disponer de ellas en confinamientos para desechos industriales (Cunningham *et al.*, 1995; McGrath, 1998). Se ha identificado un pequeño número de plantas con la capacidad de cultivarse en suelos que contienen altos niveles de metales, y también de acumular esos contaminantes en cantidades considerables en sus partes aéreas. Algunas de ellas pertenecen a la familia Brassicaceae, como *Thlaspi caerulescens* y *Brassica juncea* (Chaney, 1983; Nanda Kumar *et al.*, 1995). Esas plantas han sido llamadas “hiperacumuladoras”.

Se consideran acumuladoras de Pb a las especies vegetales que concentran más de 1000 mg de Pb kg⁻¹ de materia seca (Baker y Brooks, 1989). De acuerdo con Ebbs *et al.* (1997), las características de una planta remediadora ideal incluyen el desarrollo de abundante biomasa y capacidad

evidente de tolerar y acumular los contaminantes de interés; estos autores también mencionan que los nuevos estudios en fitorremediación deberían utilizar técnicas que permitan una rápida identificación de especies acumuladoras. La presente investigación se realizó considerando la problemática de contaminación arriba descrita, así como las ventajas de la fitorremediación y tuvo como objetivo evaluar la capacidad de seis especies vegetales de acumular Pb cuando se establecen en suelos contaminados.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo se realizó en el municipio de Marín, Nuevo León, México. Se utilizaron macetas de 7.57 L con 10 kg de suelo franco arenoso, con 50 % de arena, 23 % de limo, 27 % de arcilla, conductividad eléctrica de 3.5 mS cm⁻¹, pH de 7.2, materia orgánica de 0.65 % y Pb total de 65 mg kg⁻¹, valor que de acuerdo con Pais y Jones (1997) no es fitotóxico.

Las especies vegetales seleccionadas se distribuyeron en tres grupos: el primero lo integran las especies *Cenchrus ciliaris*, *Helianthus annuus* y *Ricinus communis*, las cuales son comunes en la ciudad de Monterrey, N. L., fueron elegidas por ser plantas adaptadas en la zona y se desconoce su capacidad de acumular Pb. Un segundo grupo consistió de dos especies cultivadas: *Nicotiana tabacum* y *Sorghum sudanense*; la primera ha sido ampliamente evaluada en trabajos de investigación relacionados con la absorción y acumulación de metales pesados (Mench *et al.*, 1989), y de *S. sudanense* se desconoce su capacidad de acumulación. Un tercer grupo lo conforma *Brassica campestris*, especie perteneciente a la familia Brassicaceae, que según Nanda Kumar *et al.* (1995) se relaciona con especies acumuladoras de metales pesados.

El suelo se contaminó artificialmente con tres dosis de Pb: 0 (testigo), 500 y 1000 mg de Pb kg⁻¹ de suelo. La aplicación se realizó 5 d después del trasplante, mediante la dilución de la dosis correspondiente a cada maceta en 500 mL de agua. La dosis de 500 mg Pb kg⁻¹ se considera como una concentración que rebasa las cantidades promedio en el suelo que indican una inminente contaminación (Temmerman *et al.* 1984). La dosis de 1000 mg kg⁻¹ se estableció con la intención de ejercer una presión extra en las plantas, que permitiera una mejor selección de las especies vegetales por su acumulación de este metal pesado. Como fuente de plomo se utilizó Pb(NO₃)₂ grado reactivo (marca Jalmeq).

En total se formaron 18 tratamientos producto de la combinación de las seis especies vegetales y las tres dosis de Pb en el suelo. El experimento se condujo de acuerdo con un diseño de bloques completos al azar en un arreglo

factorial de tratamientos y cuatro repeticiones; cada unidad experimental fue representada por dos macetas por repetición.

Desarrollo experimental

Las semillas de cada especie se sembraron en charolas de poliestireno con 200 cavidades que contenían un sustrato orgánico inerte comercial (COSMOPEAT de Cosmocel®). Después de la siembra, a los 45 d, las plántulas fueron retiradas de las charolas y sus raíces se lavaron con agua destilada; luego se transplantó una plántula de cada especie por maceta, excepto en *S. sudanense* (con cuatro plantas) ya que esta especie se sembró directamente en las macetas.

Los riegos se aplicaron al alternar agua con nutrimentos y sin éstos. La solución nutritiva se preparó con los siguientes elementos y cantidades: N, 224; P, 62; K, 235; Ca, 160; Mg, 24; Fe, 5; Mn, 0.11; Mo, 0.05; Zn, 0.131; Cu, 0.032 mg L⁻¹, respectivamente, con pH de 6. La cantidad de agua aplicada fue suficiente para evitar estrés hídrico, según evaluación visual de cada planta; además, se evitó que durante el riego se drenara el agua en las macetas con el fin de mantener constante el contenido del Pb en la maceta.

Muestreo de plantas

Las plantas se muestrearon al inicio de la floración en la mayoría de las especies, excepto *R. communis* que tiene un ciclo biológico más prolongado que las demás; en *C. ciliaris*, a los 90 d después del transplante; *H. annuus*, 50; *R. communis* 70; *N. tabacum* 70; *S. sudanense*, 70 y *B. campestris* 50.

VARIABLES DE ESTUDIO

Acumulación de Pb en tejido vegetal. La acumulación de Pb se define como la cantidad de la sustancia que permanece en un organismo después de un tiempo en exposición (Depledge *et al.*, 1994). En esta investigación se consideró como variable principal la acumulación de plomo en tejido vegetal, ya que integra tanto el grado de absorción del metal por las plantas, así como el efecto negativo que las concentraciones excesivas de metal puede tener sobre la producción de materia seca. Con esta variable se puede evaluar el potencial efectivo de cada especie vegetal para remediación. Dicho potencial se calculó en parte aérea, raíz y total (parte aérea + raíz), mediante la multiplicación de peso seco de cada parte por la concentración de Pb en la misma.

Producción de materia seca. Se extrajeron plantas completas (raíz + parte aérea) de las macetas, se lavaron con agua destilada y se llevaron a una estufa (Thelco mo-

delo 28) para su secado a 75 °C, hasta peso constante. Se pesó por separado la raíz de la parte aérea, en balanza electrónica con precisión de 0.01 g. La suma de raíz y parte aérea se consideró como el peso seco total. Las muestras se molieron en molino de acero inoxidable, al cual se le colocó una malla del número 10, y se guardaron en bolsas de plástico a temperatura ambiente hasta su análisis.

Concentración de Pb. Un gramo de tejido vegetal de cada muestra se colocó en crisoles de porcelana de 30 mL de capacidad, se quemó en parrilla eléctrica y las cenizas se introdujeron a una mufla a 450 °C por 4 h. Se adicionó 2 mL de HCl concentrado y se colocó en la parrilla hasta tener una evaporación de aproximadamente 80 % del ácido. Después se adicionó 15 mL de una solución de HCl 1 N, se filtró con papel Whatman No. 41 y se aforó con agua bidestilada a 25 mL (Rodríguez y Rodríguez, 2002). La concentración de Pb se determinó por espectroscopía de absorción atómica. Se emplearon estándares certificados (Fisher) y cada muestra se analizó por triplicado.

Distribución de Pb en la planta. Se hizo mediante una comparación de los porcentajes de plomo acumulado en la parte aérea de las plantas y en las raíces, con respecto a la acumulación total.

Análisis estadístico

Para comparar las especies en cuanto a la acumulación de Pb por maceta y la distribución de Pb en la planta, se hizo un análisis de varianza, mediante el paquete estadístico de diseños experimentales FAUANL (Olivares, 1994). Cuando hubo diferencias entre tratamientos, se hizo la comparación de medias mediante la prueba de Tukey (P ≤ 0.05). Para el caso de la distribución de Pb, antes de su análisis los porcentajes se transformaron con la función $\arcsen \sqrt{\text{porcentaje}}$ (Reyes, 1992).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Acumulación total de plomo en tejido vegetal

Se detectaron diferencias significativas en Pb acumulado entre especies, dosis de Pb y en la interacción entre ambos; es decir, los efectos principales no fueron independientes (Cuadro 1). En la Figura 1 se muestra que en esta variable que no hubo diferencias entre especies en el testigo sin plomo, lo cual no sucedió en las demás dosis de Pb en el suelo, y revela la importancia de someter a un conjunto de especies vegetales, a las cuales se desea conocer su potencial de acumulación, a dosis crecientes del metal pesado en el suelo ya que su respuesta no es igual, pues con 500 mg de Pb kg⁻¹ suelo la mayor acumulación de

plomo la presentó *N. tabacum*, con 3.27 mg de Pb, en tanto que *R. communis* y *C. ciliaris* sólo acumularon 2.78 y 2.22 mg de Pb, respectivamente. En el tratamiento con 1000 mg Pb kg⁻¹ de suelo, *R. communis* acumuló 6.8 mg de Pb mientras que *S. sudanense* acumuló 2.8 veces menos (2.44 mg Pb). *R. communis* habita en diferentes zonas de la ciudad de Monterrey, lo que podría significar una ventaja desde el punto de vista económico y ecológico si se llegará a usar como agente remediador de suelos contaminados.

Cuadro 1. Análisis de varianza para la variable acumulación total de Pb en tejido vegetal.

FV	GL	CM	F calculada
Especies (E)	5	14990010	862 **
Dosis (D)	2	22239672	1278 **
E x D	10	8946237	514 **
Error	51	17397	
Total	71		

** = P ≤ 0.01; C V = 10.12 %

En general, las especies presentaron una tendencia a acumular más Pb a medida que se incrementó la dosis de este elemento en el suelo (Figura 1). Sin embargo, *N. tabacum* y *B. campestris* no toleraron la dosis de 1000 mg de Pb kg⁻¹ de suelo y murieron. Los mecanismos de fitotoxicidad de Pb están relacionados con cambios en la permeabilidad de las membranas celulares, reacciones de grupos sulfhidrilo (-SH) con cationes y afinidad para reaccionar con grupos fosfatos y grupos activos de ADP o ATP (Alloway, 1990); este autor afirma que la toxicidad varía entre genotipo, y entre condiciones experimentales. Mientras tanto, los mecanismos de tolerancia al Pb se relacionan con un aislamiento de éste en el metabolismo de la célula, que puede ser por retención en la pared celular (Mengel y Kirkby, 1982), o por fitoquelatinas de fórmula (γ-Glu-Cys)n- Gly, donde n = 21 (Rausser, 1995).

Distribución de Pb en la planta (acumulación parte aérea vs. raíz)

Se detectaron diferencias significativas en la distribución de Pb en la planta entre especies, dosis de Pb, partes de la planta e interacciones (Cuadro 2). En el Cuadro 3 se observa que, en general, el porcentaje del total de Pb acumulado en la parte aérea se fue haciendo menor a medida que se incrementó la dosis de Pb aplicada al suelo. En el tratamiento testigo, el caso más extremo lo muestra *S. sudanense* con una acumulación de Pb de 97 % en parte aérea y 3 % en raíz. En el tratamiento 500 mg de Pb kg⁻¹ de suelo la mayor acumulación de Pb en la parte aérea fue de *N. tabacum*, con 94 % (esto es, 3.08 mg de Pb en sus tejidos aéreos). En el tratamiento de 1000 mg Pb kg⁻¹ de suelo la mayor acumulación de Pb en la parte aérea fue de *R. communis* con 58 % (esto es, 3.94 mg de Pb en sus tejidos aéreos), que fue ligeramente superior a *C. ciliaris* y *H.*

annus, especies que acumularon por igual 57 % del plomo en la parte aérea. *S. sudanense* fue la única especie que acumuló más Pb en raíz que en la parte aérea, 37 % y 63 %, respectivamente. Estos resultados muestran que la distribución de Pb en la planta depende de factores como la dosis del metal en el suelo y de la especie vegetal.

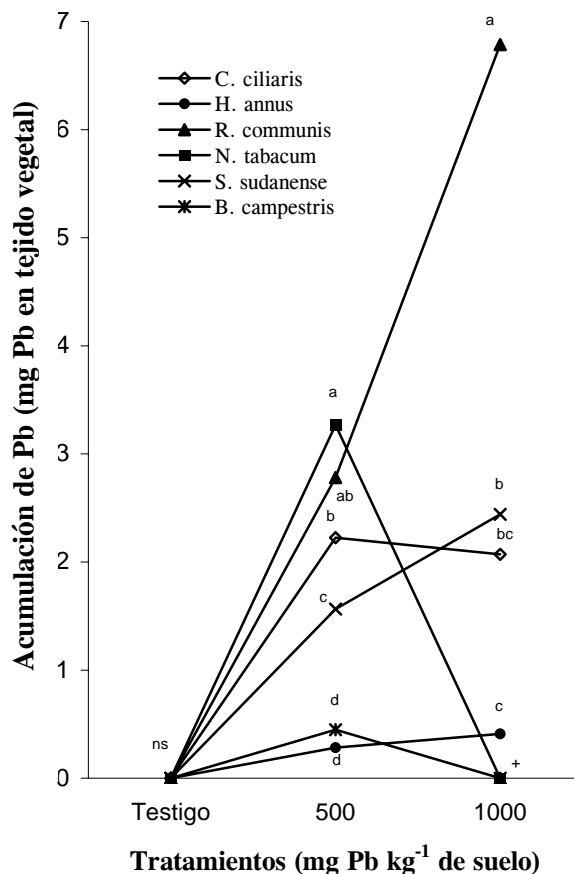


Figura 1. Acumulación total de Pb en seis especies vegetales cultivadas en suelo con tres dosis de 0, 500 y 1000 mg de Pb kg⁻¹ de suelo (mg de Pb en tejido vegetal producido por planta, excepto *S. sudanense* que es de cuatro plantas). Medias con letras iguales, dentro de cada tratamiento de plomo en el suelo, son estadísticamente iguales (Tukey, 0.05). ns, indica que las seis especies vegetales obtuvieron resultados estadísticamente iguales. †Las plantas murieron en esta dosis.

Cuadro 2. Análisis de varianza para la variable distribución de Pb en la planta (parte aérea vs. raíz).

FV	GL	CM	F calculada
Especies (E)	5	1309	54**
Dosis (D)	2	3970	163**
Parte de la planta (P)	1	27869	1148**
E x D	10	1550	64**
E x P	5	4311	862**
D x P	2	19477	9738**
E x D x P	10	6349	634**
Error	105	2549	24
Total	143	90640	

** = P ≤ 0.01; C V = 12.13 %

Cuadro 3. Comparación de medias de los porcentajes de Pb con respecto al total acumulado, en parte aérea y raíz, de las seis especies cultivadas con tres dosis de Pb aplicadas al suelo (0, 500, 1000 mg kg⁻¹ suelo).

Especie	Testigo		500		1000	
	Parte aérea	Raíz	Parte aérea	Raíz	Parte aérea	Raíz
<i>C. ciliaris</i>	95 a	5 b	84 a	16 b	57 a	43 b
<i>H. annuus</i>	94 a	6 b	68 a	32 b	57 a	43 b
<i>R. communis</i>	90 a	10 b	73 a	27 b	58 a	42 b
<i>N. tabacum</i>	88 a	12 b	94 a	6 b	†	†
<i>S. sudanense</i>	97 a	3 b	58 a	42 a	37 b	63 a
<i>B. campestris</i>	83 a	17 b	41 a	59 a	†	†

Medias con letra iguales por especie (fila), dentro de cada tratamiento de plomo en el suelo, son estadísticamente iguales (Tukey, 0.05). †Las plantas murieron en esta dosis.

La mayor acumulación de Pb en parte aérea, mostrada en la mayoría de los casos, se atribuye a una mayor producción de materia seca de esta parte de la planta en comparación con la raíz (Cuadro 4). Las especies que acumularon más Pb en la parte aérea en el tratamiento de 500 mg de Pb kg⁻¹ produjeron en promedio 4.3 veces más materia seca aérea que en la raíz; mientras que *C. ciliaris*, en el tratamiento de 1000 mg de Pb kg⁻¹, fue casi cuatro veces más. Por su parte, las concentraciones de Pb en raíces fueron en promedio superiores a la parte aérea en 2 y 3.5 veces, en los tratamientos de 500 y 1000 mg de Pb kg⁻¹, respectivamente. Lo anterior dio como resultado cocientes (acumulación) a favor de las partes aéreas de las plantas.

La cualidad de acumular más Pb en la parte aérea que en la raíz es preferida en plantas que se usan con fines de fitorremediación, ya que esta parte es la que se cosecha y posteriormente se confina junto con los contaminantes que contienen. Al respecto, Brown *et al.* (1994) mencionaron que algunas especies podrían poseer un sistema interno muy específico de “bombear” metales de los tejidos radicales hacia los de la parte aérea. También se podría estimular la traslocación de Pb vía externa mediante el uso de quelatos como el EDTA (ácido etil diaminotriacético), como reportaron Huang *et al.* (1997a). Estos autores encontraron que la traslocación y la concentración de Pb en savia de maíz (*Zea mays* L.) se incrementó a 6.88 mg L⁻¹ por

la adición de 0.5 g de EDTA kg⁻¹ de suelo y a 21.15 mg L⁻¹ por la adición de 1 g de EDTA kg⁻¹ de suelo, en comparación con el testigo que obtuvo 0.15 mg Pb L⁻¹.

Capacidad hiperacumuladora

Ninguna de las seis especies logró concentrar más de 1000 mg de Pb kg⁻¹ de materia seca, por lo que ninguna de ellas puede considerarse hasta el momento como especie hiperacumuladora de Pb, de acuerdo con el criterio establecido por Baker y Brooks (1989). *R. communis* fue la especie que alcanzó la mayor concentración de Pb en el tratamiento de 1000 mg de Pb kg⁻¹, con 735 mg de Pb kg⁻¹ de materia seca en parte aérea (Figura 2). La capacidad de hiperacumular Pb no es un proceso fácil. Hasta 1989 sólo se tenían reportadas cinco especies hiperacumuladoras de Pb: *Armeria maritima*, *Thlaspi rotundifolium*, *Thlaspi alpestre*, *Alyssum wulfenianum* y *Polycarphaeae synandra* (Baker y Brooks, 1989). Por su parte, Nanda Kumar *et al.* (1995) reportaron que *Brassica juncea* cv. 426308 logró concentrar hasta 34 500 mg de Pb kg⁻¹ de materia seca.

Extracción de Pb del suelo

Si se considera que la cantidad de Pb acumulado en las plantas equivale a la cantidad de Pb extraído del suelo, los resultados aquí obtenidos permiten inferir, en primera instancia, que la remediación de los suelos utilizados en este experimento requerirá de mucho tiempo. Además, el sistema parece ser poco eficiente, ya que por un lado *N. tabacum* logró extraer 3.27 mg de Pb, de los cuales 94 % fue acumulado en la parte aérea de la planta (Figura 1 y Cuadro 3); es decir, 3.08 mg de Pb en el tratamiento 500 mg de Pb kg⁻¹ de suelo. Por su parte, *R. communis* extrajo 6.79 mg de Pb, los cuales 58 % (3.94 mg Pb) fue acumulado en la parte aérea de la planta (Figura 1 y Cuadro 3) en el tratamiento 1000 mg de Pb kg⁻¹.

Cuadro 4. Comparación de medias de la producción de materia seca en parte aérea y raíz, en las seis especies vegetales crecidas en tres dosis de Pb aplicadas al suelo (0, 500, 1000 mg kg⁻¹ suelo).

Especie	Materia seca *					
	Testigo		500		1000	
	Parte aérea	Raíz	Parte aérea	Raíz	Parte aérea	Raíz
<i>C. ciliaris</i>	13 a	3.2 b	11 a	2.3 b	4 a	1.2 b
<i>H. annuus</i>	8 a	1.2 b	4.1 a	0.8 b	3.3 a	0.6 b
<i>R. communis</i>	10.4 a	3.2 b	7.1 a	2.5 b	4.7 a	1.8 b
<i>N. tabacum</i>	9.8 a	2.2 b	6.2 a	1.5 b	†	†
<i>S. sudanense</i>	6 a	2.1 b	5.5 a	1.8 b	3.7 a	1.5 b
<i>B. campestris</i>	2.7 a	0.2 b	1.2 a	0.1 b	†	†

* g de materia seca contenida por planta (para *S. sudanense* es de cuatro plantas). Medias con letra iguales por fila, dentro de cada tratamiento de plomo en el suelo, son estadísticamente iguales (Tukey, 0.05). †Las plantas murieron en esta dosis.

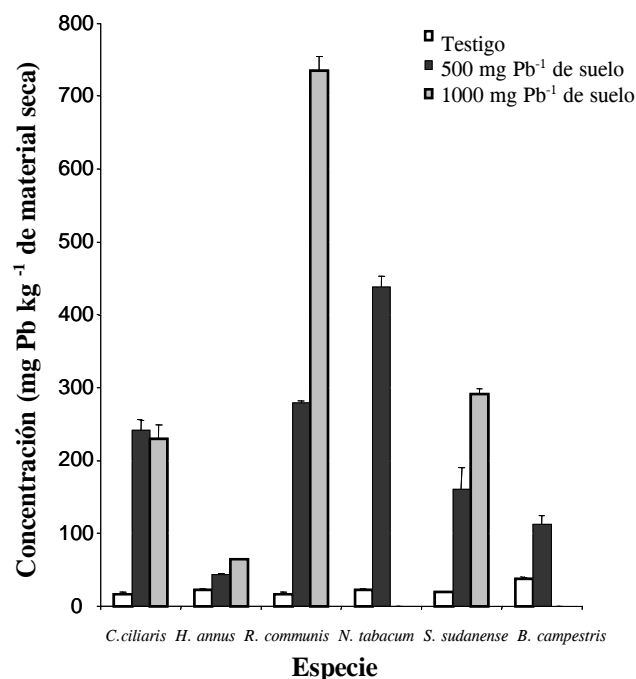


Figura 2. Concentración de plomo en la parte aérea de seis especies vegetales (mg de Pb kg⁻¹ de materia seca).

Sin embargo, hay dos aspectos a considerar. El primero es que no se necesita reducir el contaminante a un valor de cero en un determinado suelo, sino reducirlo a niveles que no representen un riesgo mayor a la salud humana y al ambiente. Estos niveles dependerán de diversos factores, entre ellos los niveles máximos permisibles de Pb en el suelo establecidos por las legislaciones ambientales de cada país. El segundo es que las plantas sólo extraen el Pb bio-disponible del suelo, que en la mayoría de los casos es mínima con respecto al contenido total de plomo (< 4 mg Pb L⁻¹ de solución del suelo, para un suelo que contiene 2500 mg Pb kg⁻¹; Huang *et al.*, 1997b). Bajo esta perspectiva, el extraer esas cantidades podría ser altamente significativo ya que esta última fracción representa la de mayor riesgo ambiental de manera directa, ya que el contaminante tiene la capacidad de ingresar a la cadena alimenticia vía absorción vegetal (Alloway, 1990).

Por otro lado, es evidente la necesidad de ampliar las investigaciones para el desarrollo de esta tecnología. Con base en estos resultados, se recomienda enfatizar los esfuerzos hacia la selección de un mayor número de especies vegetales de alta producción de biomasa aunada a la alta capacidad de absorción, traslocación y tolerancia de los metales pesados, que en conjunto le conferirán una alta habilidad para acumular metales pesados (como el Pb), y mayor extracción de los contaminantes del suelo. Otros puntos a considerar para la selección de especies vegetales

biorremediadoras, serán: 1) Reducir al máximo la posibilidad de un disturbio ecológico por la posible introducción de especies o genes de éstas a nuevos ecosistemas; 2) La posibilidad de ser cultivadas y de responder a prácticas agronómicas; y 3) Adaptación a la zona. También será decisivo el aumentar esas capacidades naturales, lo que se podría lograr mediante la biotecnología vegetal (Pilon-Smits y Pilon, 2002), así como de prácticas agronómicas como la fertilización nitrogenada, uso de quelatos y densidad poblacional óptima (Bennett *et al.*, 1998; Kulli *et al.*, 1999; Chaney *et al.*, 2000) u otras técnicas.

CONCLUSIONES

Las seis especies vegetales ensayadas variaron en su capacidad de acumular plomo. El orden de tales capacidades en el tratamiento de 500 mg de Pb kg⁻¹ de suelo, fueron: *N. tabacum* (3.27 y 3.08 mg de Pb kg⁻¹ en la materia seca total y en la parte aérea, respectivamente) > *R. communis* > *C. ciliaris* > *S. sudanense* > *B. campestris* > *H. annuus*. Mientras en el tratamiento de 1000 mg de Pb kg⁻¹ de suelo, fueron: *R. communis* (6.79 y 3.94 mg de Pb kg⁻¹ en la materia seca total y en la parte aérea respectivamente) > *S. sudanense* > *C. ciliaris* > *H. annuus* > *N. tabacum* = *B. campestris*. Basados en la literatura especializada, ninguna de las seis especies se puede clasificar como "hiperacumuladora" de plomo.

BIBLIOGRAFÍA

- Alloway B J (1990) Heavy Metals in Soils. John Wiley and Sons, Inc. New York. pp:7-28, 25-26, 120-121.
- Baker A J M, R R Brooks (1989) Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements- A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery* 1:81-126.
- Bennett F A, E K Tyler, R R Brooks, P E H Gregg, R B Stewart (1998) Fertilisation of hyperaccumulators to enhance their potential for phytoremediation and phytomining. *In: Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals*. R R Brooks (ed). CAB Int. pp:249-259.
- Bowen H J K (1979) Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, New York. 333 p.
- Brown R L, A J S Chaney, A J M Baker (1994) Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and *Bladder campion* for zinc and cadmium contaminated soil. *J. Environ. Qual.* 23:1151-1157.
- Chaney R L (1983) Zinc phytotoxicity. *In: Zinc in Soils and Plants*. A D Robson (ed). Kluwer Academic Pub. Dordrecht, The Netherlands. pp:135-150.
- Chaney, R L, J A Ryan (1994) Risk Based Standards for Arsenic, Lead and Cadmium in Urban Soils. Dechema, Frankfurt, Germany. 130 p.
- Chaney, R L, Y M Li, S L Brown, F A Homer, M Malik, J S Angle, A J M Baker, R D Reeves, M Chin (2000) Improving metal hyperaccumulator wild plants to developed commercial phytoextraction systems: approaches and progress. *In: Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. N Terry, G Bañuelos (eds). Lewis, Boca Raton, Florida. pp:129-158.

- Cooper E M, J T Sims, S D Cunningham, J W Huang, W R Berti (1999) Chelate-assisted phytoextraction of lead from contaminated soils. *J. Environ. Qual.* 28:1709-1719.
- Cunningham S D, W. R. Berti, J W Huang (1995) Phytoremediation of contaminated soils. *Biotechnology* 13:393-397.
- Depledge M H, J M Weeks, P Bjerregaard (1994) Heavy metals. *In: Handbook of Ecotoxicology.* P Calow (ed). Blackwell Publ. Cambridge. pp:79-105.
- Diario Oficial de la Federación de los Estados Unidos Mexicanos (1988) Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Artículo 134. Publicada el 28 de enero de 1988.
- Ebbs S D, M M Lasat, D J Brady, J E Cornish, R Gordon, L V Kochian (1997) Phytoextraction of cadmium and zinc from contaminated soil. *J. Environ. Qual.* 26:1424-1430.
- Huang J W, J Chen, S D Cunningham (1997a) Phytoextraction of lead from contaminated soils. *In: Phytoremediation of Soils and Water Contaminants.* E L Kruger, T A Anderson, J R Coats (eds). Am. Chem. Soc. Washington, D.C. pp:283-298.
- Huang J, J Chen, W R Berti, S D Cunningham (1997b) Phytoremediation of lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ. Sci. & Technol.* 31:800-805.
- Juárez N (1999) Supera plomo en calles a balcones de Anáhuac. *In: Diario El Norte, sección local.* 26 de agosto. Monterrey, Nuevo León, México.
- Kulli B, M Balmer, R Krebs, B Lothenbach, G Geiger, R. Schulin (1999) The influence of nitriloacetate on heavy metal uptake of lettuce and ryegrass. *J. Environ. Qual.* 28:1699-1705.
- McGrath S P (1998) Phytoextraction for soil remediation. *In: Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals.* R R Brooks (ed). CAB Int. pp:261-287.
- Mengel K, E A Kirkby (1982) Principles of Plant Nutrition. Int. Potash Inst. Bern, Switzerland. 655 p.
- Mench M, J Tancogne, A Gomez, C Juste (1989) Cadmium bioavailability to *Nicotiana tabacum* L., *Nicotiana rustica* L., and *Zea mays* L. grown in soil amended with cadmium nitrate. *Biol. Fertil. Soils* 8:48-53.
- Nanda Kumar P B A, V Dushenkov, H Motto, A I Raskin (1995) Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils. *Environ. Sci. & Technol.* 29:1232-1238.
- Olivares S E (1994) Paquete de Diseños Experimentales FAUANL. Versión 2.5. Facultad de Agronomía. UANL. Marín, N. L. México.
- Pais István, J B Jones (1997) The Handbook of Trace Elements. CRC Press, Boca Raton, FL. 223 p.
- Pilon-Smits, M Pilon (2002) Phytoremediation of metals using transgenic plants. *Crit. Rev. Plant Sci.* 21:439-456.
- Rausser W E (1995) Phytochelatins and related peptides. *Plant Physiol.* 109:1141-1149.
- Reyes Castañeda P (1992) Diseño de Experimentos Aplicados. Ed. Trillas. pp:302-309.
- Rodríguez F H, J Rodríguez Absi (2002) Métodos de Análisis de Suelos y Plantas. Criterios de Interpretación. Ed. Trillas. México, D. F. 196 p.
- Santillana J R (2005) Immsa: remediación de un año pero con resultados inmediatos. *In: Diario El Sol de San Luis, sección local.* 16 de julio del 2005. San Luis Potosí, S. L. P. México.
- Smith L A, A Means, B Chen, C C Alleman, J S Chapman, Jr Tixier, S E Brauning, A R Gavaskar, M D Royer (1995) Remedial options for metals-contaminated sites. Lewis Pub. Boca Raton, Florida. 221 p.
- Temmerman L O, M Hoenig, P O Scokart (1984) Determination of "normal" levels and upper limit values of trace elements in soils. *Z. Pflanzen. Bodenk.* 147: 687-694.
- USEPA (U. S. Environmental Protection Agency) (1996) Soil Screening Guidance. Technical Background Document. U. S. Gov. Print. Office, Washington, D. C. USEPA Rep. 540/R-95/128.