

Rev. FCA UNCUYO. 2013. 45(1): 27-42. ISSN impreso 0370-4661. ISSN (en línea) 1853-8665.

Vegetación bioindicadora de metales pesados en un sistema semiárido

Vegetative as bioindicators of heavy metals in a semiarid system

Jorge Alcalá Jáuregui ¹
Juan C. Rodríguez Ortiz ¹
María Elena Villaseñor Zuñiga ²
Alejandra Hernández Montoya ¹

María Elena García Arreola ³
F. Alfredo Beltrán Morales ⁴
Humberto Rodríguez Fuentes ⁵

Originales: Recepción: 23/05/2011 - Aceptación: 14/11/2012

RESUMEN

Evaluar la contaminación por metales pesados en los ecosistemas permite conocer la capacidad bioindicativa de especies vegetativas. El objetivo fue determinar la concentración de metales pesados en *Prosopis laevigata*, *Acacia spp.* y *Schinus molle* bajo el efecto de usos suelo y temporalidad. El área se sitúa en la colindancia de los Municipios de Soledad de Graciano Sánchez y San Luis Potosí fragmentada por usos de suelo: agropecuario, comercio y servicios, residencial urbano y minero. Fueron tomadas muestras de hojas de las tres especies en las estaciones de verano, otoño, invierno y primavera y se evaluó la concentración de metales pesados a través de la técnica de ICP-MS. Los análisis estadísticos indicaron niveles de Aluminio (Al) > Zinc (Zn) > Plomo (Pb) > Cobre (Cu) > Titanio (Ti) > Vanadio (V) > Arsénico (As) > Cromo (Cr) > Cadmio (Cd) > Cobalto (Co). Los elementos Al, As, Cd, Cr, Pb y Ti presentaron niveles por encima del umbral normal en vegetación. El uso de suelo tuvo efecto significativo con Al, Ti, Cd, As y Pb; los árboles ubicados en los

ABSTRACT

The evaluation of pollution by heavy metals on ecosystems can determine the bioindicative capacity of plant species. The presence of heavy metals was determined in *Prosopis laevigata*, *Acacia spp.* and *Schinus molle* under the effect of different of land uses and seasons. The area is located near of the municipalities of Soledad de Graciano Sánchez and San Luis Potosí which has fragmented land use such as: agriculture, commercial and services, urban residential and mining. Samples were taken from leaves of the three species during summer, autumn, winter and spring to assess the concentrations of heavy metals through the technique of ICP-MS. Statistical analyzes showed levels of Aluminum (Al) > Zinc (Zn) > Lead (Pb) > Copper (Cu) > Titanium (Ti) > Vanadium (V) > Arsenic (As) > Chromium (Cr) > Cadmium (Cd) > Cobalt (Co). The elements Al, As, Cd, Cr, Pb and Ti had levels above the normal threshold in vegetation. Land use had a significant effect with Al, Ti, Cd, As and Pb having the trees being located in the land with mining and commercial and services use the greater

- 1 Profesor-investigador. Facultad de Agronomía. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. km 14,5 Carretera San Luis-Matehuala. Apartado Postal 32. C. P.78321 Soledad de Graciano Sánchez, San Luis Potosí. jorge.alcala@uaslp.mx
- 2 Egresada del Programa Ingeniero Agroecólogo. Facultad de Agronomía. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- 3 Instituto de Geología. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- 4 Profesor-investigador. Dpto. de Agronomía. Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- 5 Profesor-investigador. División de Estudios de Posgrado. Facultad de Agronomía. Universidad Autónoma de Nuevo León.

usos de suelo minero, comercio y servicios tuvieron la mayor concentración. La especie tuvo efecto significativo con Al y Pb siendo *Acacia spp.* el que presentó la mayor capacidad de acumulación. La temporada del año impactó significativamente en la acumulación de As, Cd, Co, Cu, Cr y Ti en las tres especies. La dinámica antropogénica de los diferentes usos de suelo genera partículas y residuos con metales pesados impactando en la disponibilidad y acumulación en las especies evaluadas. Se contribuye a evaluar el impacto ambiental en el sistema fragmentado recomendando dar continuidad a este tipo de estudios.

concentrations. The species had a significant effect on Al and Pb with *Acacia spp.*, having the largest storage capacity. The season of the year significantly impacted the accumulation of As, Cd, Co, Cu, Cr and Ti in the three species. The anthropogenic dynamics of different land uses generated waste particles and residues of heavy metals, impacting the availability and accumulation in the species evaluated. This study contribute to evaluate the environmental impact in the system with a fragmented land use and the continuation of this type of studies is recommended.

Palabras clave

contaminación • uso de suelo • hojas
• estación • impacto ambiental

Keywords

pollution • land use • leaves • season
• environmental impact

INTRODUCCIÓN

Evaluar la presencia de metales pesados en el ecosistema permite conocer la capacidad bioindicativa de organismos como son las especies vegetativas, las cuales tienen una función reguladora de contaminantes. Los múltiples métodos de bioindicación en los que se utilizan líquenes, hongos, cortezas de árboles y hojas de las plantas superiores como biomarcadores, biosensores o en biopruebas, son empleados en las últimas décadas como herramienta rutinaria de diagnóstico, monitoreo y gestión en los sistemas ambientales (6, 20, 21, 35).

El estudio de metales pesados toma interés debido al impacto ambiental por su grado de contaminación, potencial tóxico y de ecotoxicidad (14). El concepto "metal pesado" suele ser aplicado a elementos que tienen una densidad superior a 6.000 kg m³ (18). Metales pesados como el Cd, Cu, Pb y Cr son importantes contaminantes ambientales particularmente en áreas con alta concentración urbana. La presencia de metales pesados en la atmósfera, suelo y agua puede causar serios problemas en todos los organismos y efectos bioacumulativos en especies, como es el caso de la vegetación (34). La contaminación por metales pesados deriva de fuentes como la actividad agrícola e industrial y se convierte en uno de los principales problemas de salud en el mundo y sistemas ecológicos.

Las especies vegetativas ubicadas en sitios contaminados por metales pesados se enfrentan a mantener una respuesta de crecimiento que puede ser afectada desde la parte aérea y del suelo (17). Usando árboles como bioindicadores se comprueba la influencia de metales pesados, producto de emisiones de contaminantes por vehículos, caminos y carreteras, sitios urbanos, industriales y rurales (2).

Asimismo, se asocia el impacto que tienen los factores meteorológicos, principalmente la dirección de los vientos, los cuales transportan partículas emitidas por fuentes fijas y móviles, así como las de origen natural que producen su acumulación en las especies vegetativas, señalándose que cumplen esta función cuando exceden la concentración que existe en el suelo (15).

El poder indicativo del uso de hojas para evaluar la presencia de metales causada por usos de suelo se ha demostrado en especies como *Platanus orientalis*, *Fraxinus excelsior*, *Doedonea viscosa*, *Morus alba*, *Melia azedarach*, *Platanus occidentalis* y *Cupressus arizonica*, entre otras (3, 15, 20, 28).

La vegetación puede llegar a ser tolerante al acumular metales en sus tejidos aéreos, incluso cuando las concentraciones en suelo son muy bajas, evidenciando su utilidad para el diseño de tecnologías innovadoras y ecológicas en la restauración de suelos con metales pesados, como el caso de la fitorremediación (11).

En la región semiárida de los Municipios de Soledad de Graciano Sánchez y San Luis Potosí se asocian características sociodemográficas urbanas y rurales, así como la conexión de áreas agrícolas y la actividad minera (25). La presencia de partículas atmosféricas con niveles altos de Fe, Pb, Mn, Ni, Cu, As, Cd y otros elementos se asocia a la actividad industrial, tránsito vehicular y otros factores en San Luis Potosí (4, 7). Bajo una condición de fragmentación de hábitat en la zona ha propiciado que especies como el mezquite (*Prosopis laevigata*), huizache (*Acacia spp.*) y pirul (*Schinus molle*) sean estratos vegetativos útiles para evaluar la presencia de metales pesados relacionados a diferentes usos de suelo y la temporada del año determinando la capacidad bioindicadora de estas especies.

Metodología

El área de estudio se localiza en el estado de San Luis Potosí, dentro de la zona rural-urbana entre los municipios de Soledad de Graciano Sánchez y San Luis Potosí.

El primero de los casos se encuentra localizado en las coordenadas 22°27' latitud Norte, 100°58' longitud Oeste y cuenta con una altura de 1.850 m s. n. m. (25, 26). Las características climáticas de esta zona corresponden a un clima seco templado con verano cálido, BSOkw¹¹(e)g. Se registra una precipitación anual de 400 mm, concentrados en verano y otoño, particularmente de mayo a octubre. La temperatura media varía de 16 a 18°C, con una diferencia entre el mes más cálido y frío de 7 y 14°C (25).

El segundo se ubica en las coordenadas: 22°12'27" latitud Norte, 101°01'20" longitud Oeste y cuenta con una altura de 1.883 m s. n. m. Se presenta un clima seco templado y semiseco templado. Su precipitación pluvial anual promedio es de 353 mm, según la estación meteorológica San Luis Potosí y de 403,7 mm según la estación El Peaje. Los meses más secos son febrero y marzo. La temperatura cálida corresponde al período que va desde marzo a octubre y el período frío abarca desde noviembre a febrero (26).

En un corredor ecológico colindante al tramo carretero de 35,5 km en donde -de acuerdo con su condición ecológica y fragmentación- se determinaron cuatro usos de suelo dominantes: agropecuario, comercio y servicios, residencial urbano y minero (figura 1) se ubicaron 16 puntos de muestreo distribuidos en este trayecto, considerando en cada punto la presencia de tres especies de hoja caduca como el mezquite (*Prosopis laevigata*), huizache (*Acacia spp.*) y pirul (*Schinus molle*) en los cuales se tomaron de 30 a 40 g de material foliar en ramas de árboles con una altura mayor a 1,60 m.

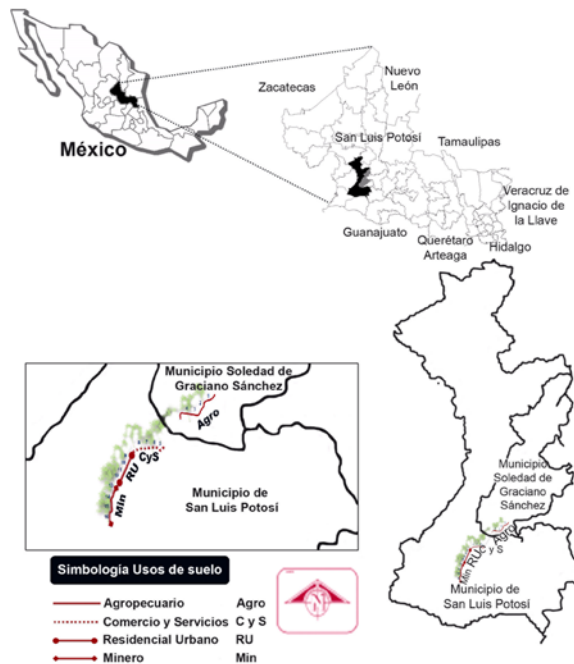


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo.
Figure 1. Location of sampling sites.

Las muestras fueron tomadas en los mismos árboles de cada punto durante las temporadas de verano y otoño de 2009, así como en invierno y primavera de 2010. Lo anterior indica que fueron 16 puntos con tres especies cada uno que durante cuatro temporadas dio un total de 192 muestras. Se consideró que los árboles estuvieran ubicados en la alineación del tramo carretero, alternando su presencia en lateral izquierdo y derecho, exposición a las fuentes de contaminación derivadas de los usos de suelo señalados, así como del tránsito vehicular y corrientes de aire.

Para la determinación de concentraciones de metales se preparó una muestra de material foliar con una cantidad de 0,5 g de materia seca agregándole una mezcla de HNO_3 y HCl (1:3). Esta solución se dejó en una parrilla digestora por dos horas a 60°C , diluyendo el extracto líquido con agua desionizada y filtrándose para aforarse a 25 ml en una matraz volumétrico para el análisis de Al, As, Co, Cr, Cd, Cu, Pb, Ti, V y Zn a través de la técnica ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry).

Los trabajos se realizaron en el Laboratorio del Instituto de Geología de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Las concentraciones de los metales se expresaron en mg kg^{-1} en peso seco.

Para el análisis estadístico de los datos se determinaron las medias y se realizó la prueba del coeficiente de correlación de Pearson. Se diseñó un Modelo General Lineal fijando un $\alpha \leq 0,05$ incluyendo las interacciones entre los factores uso de suelo, especie y estación con respecto a las concentraciones de metales pesados. En la determinación de metales pesados que pudieran establecer agrupaciones por sus concentraciones, así como su relación con las prácticas de uso de suelo y estacionalidad, se realizó un análisis de componentes principales de los 10 elementos analizados. Todos los análisis fueron realizados en el paquete estadístico MINITAB®.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El primero de los análisis determinó que las concentraciones medias en las muestras obtenidas fueron para el Al ($495,7 \text{ mg kg}^{-1}$) > Zn ($90,8 \text{ mg kg}^{-1}$) > Pb ($9,80 \text{ mg kg}^{-1}$) > Cu ($9,69 \text{ mg kg}^{-1}$) > Ti ($5,2 \text{ mg kg}^{-1}$) > V ($3,05 \text{ mg kg}^{-1}$) > As ($1,23 \text{ mg kg}^{-1}$) > Cr ($0,99 \text{ mg kg}^{-1}$) > Cd ($0,70 \text{ mg kg}^{-1}$) > Co ($0,13 \text{ mg kg}^{-1}$). Con la prueba del coeficiente de correlación de Pearson se obtuvieron relaciones significativas altas entre Al-Ti ($r=0,819$; $p=0,000$), Pb-As ($r=0,802$; $p=0,000$), Cd-Co ($r=0,790$; $p=0,000$), Cu-Co ($r=0,854$; $p=0,000$), Cu-Cd ($r=0,885$; $p=0,000$), Zn-Cd ($r=0,922$; $p=0,000$), Zn-Cu ($r=0,742$; $p=0,000$) y V-Ti ($r=0,784$; $p=0,000$). Estos resultados se presentan en la tabla 1.

Tabla 1. Resultados de la prueba del coeficiente de correlación de Pearson en las tres especies vegetativas.

Table 1. Test results of the Pearson correlation coefficient in the three vegetative species (N=192).

Elemento	Al	As	Co	Cr	Cd	Cu	Pb	Ti	V
As	0,193								
	0,007								
Co	0,410	0,392							
	0,000	0,000							
Cr	0,123	0,023	0,140						
	0,089	0,746	0,052						
Cd	0,089	0,541	0,790	0,097					
	0,218	0,000	0,000	0,183					
Cu	0,074	0,513	0,854	-0,004	0,885				
	0,308	0,000	0,000	0,951	0,000				
Pb	0,310	0,802	0,442	0,110	0,657	0,509			
	0,000	0,000	0,000	0,129	0,000	0,000			
Ti	0,819	0,190	0,400	0,102	0,103	0,117	0,266		
	0,000	0,008	0,000	0,160	0,156	0,105	0,000		
V	0,569	0,150	0,251	0,143	0,061	0,023	0,208	0,784	
	0,000	0,038	0,000	0,048	0,399	0,753	0,004	0,000	
Zn	0,104	0,351	0,659	0,128	0,922	0,742	0,545	0,123	0,067
	0,151	0,000	0,000	0,078	0,000	0,000	0,000	0,089	0,356

Las correlaciones obtenidas pueden ser un reflejo de los flujos de metales generado en los usos de suelo en donde se encuentran las tres especies evaluadas. La dinámica de los sitios impacta en la deposición de partículas o residuos que involucra factores microambientales, variabilidad de las precipitaciones, composición de la vegetación y la densidad (32). Asimismo, esta acumulación de metales pesados por las plantas superiores depende de la unión y la solubilidad de las partículas depositadas sobre superficies de las hojas, así como sobre las concentraciones y biodisponibilidad de elementos en el suelo (35).

No obstante, los metales pesados tienen patrones diferentes de comportamiento y la movilidad dentro de un árbol. El Pb, Cr y Cu tienden a ser inmovilizados y se mantienen, principalmente, en las raíces mientras que el Cd y Zn son más fácilmente trasladarlos a los tejidos aéreos. A esto se le puede sumar la cantidad de biomasa como característica principal de los árboles que los hace adecuados para la fitorremediación (30).

Efecto del uso de suelo

Hubo asociaciones significativas en las concentraciones de Al ($p=0,000$), Ti ($p=0,069$), Co ($p=0,090$), As ($p=0,000$), Cd ($p=0,000$) y Pb ($p=0,000$) con respecto al factor denominado uso de suelo. La tabla 2 presenta la descripción de estos resultados.

Tabla 2. Relación de metales y concentración media de acuerdo con el efecto significativo del uso de suelo (N=192).

Table 2. Heavy metals ratio and average concentration according to the significant effect of land use (N=192).

Uso de suelo	Cd		Pb		Co		Ti		Al		As	
	(mg kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)	
	Prom.	±E.E	Prom.	±E.E	Prom.	±E.E	Prom.	±E.E	Prom.	±E.E	Prom.	±E.E
Agropecuario	0,19	0,19	3,66	2,05	0,09	0,02	4,65	0,58	362,42	65	0,54	0,26
Comercio y Servicio	0,34	0,19	6,98	2,05	0,12	0,02	5,8	0,58	674,89	65	0,73	0,26
Residencial urbano	0,6	0,19	10,43	2,05	0,14	0,02	6,02	0,58	563,74	65	1,28	0,26
Minero	1,58	0,19	15,92	2,05	0,18	0,02	4,11	0,58	332,49	65	2,2	0,26

Se observó que las concentraciones de Al fueron más altas en el uso de suelo de comercio y servicios con $674,89 \pm 65,01$ mg kg⁻¹ y la más baja en la zona minera con $332,49 \pm 65,01$ mg kg⁻¹, la cual da una diferencia entre estos dos usos de suelo de $342,4$ mg kg⁻¹. La presencia de Al en plantas es en promedio de 200 mg kg⁻¹ (24). Esto indica que el nivel encontrado en los dos usos de suelo se halla por encima del promedio normal, pudiendo inferirse que ello se debe a que la zona de comercio y servicios tiene gran dinámica de tránsito vehicular que propicia la emisión de partículas o bien su arrastre y las deposita en la vegetación. La minería y el procesamiento de minerales, producción, aleaciones y otros productos pueden generar cantidades altas de Al en el ambiente.

En el mundo los niveles de Al en el aire generalmente oscilan entre 0,005 y 0,18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aire, dependiendo de la localidad, las condiciones climáticas y del tipo y nivel de actividad industrial en el área. La mayor parte de Al en el aire se encuentra suspendido en forma de pequeñas partículas de polvo (10). Pueden existir especies vegetales que acumulen altos niveles de Al (5).

Respecto del Ti, su mayor concentración se presentó en la zona residencial urbana con $6,02 \pm 0,58 \text{ mg kg}^{-1}$ y la más baja en la zona minera con $4,11 \pm 0,58 \text{ mg kg}^{-1}$, teniendo ambas una diferencia de $1,91 \text{ mg kg}^{-1}$. La presencia promedio de Ti en plantas se encuentra en un rango de 0,1 a $4,6 \text{ mg kg}^{-1}$. Los resultados indican que en los dos usos de suelo está por encima de este nivel (24). La presencia de Ti en el ambiente está asociada a la corteza terrestre principalmente por las partículas de polvo (16). Este efecto puede estar dado por la fragmentación de tierras que están siendo utilizadas para el crecimiento urbano en la zona, además de posible desprendimiento de partículas derivadas de aleaciones metálicas.

En cuanto al Co, la zona minera presentó la mayor concentración con $0,18 \pm 0,02 \text{ mg kg}^{-1}$ y la menor fue el sector agropecuario con $0,09 \pm 0,02 \text{ mg kg}^{-1}$, siendo la diferencia de $0,09 \text{ mg kg}^{-1}$. El contenido de referencia en plantas sería de $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$, lo que significa que no se encuentra arriba de este nivel (24). Los niveles tóxicos considerados para Co en plantas son mayores a $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$. Algunas fuentes emisoras de Co son las plantas incineradoras de carbón, escapes de vehículos automotores, actividades industriales y minera, así como de aleaciones. Generalmente, el aire contiene cantidades muy pequeñas de Co, menos de $2 \text{ ng}/\text{m}^3$ (9).

La concentración de As fue mayor en el área minera con $2,20 \pm 0,26 \text{ mg kg}^{-1}$ y la menor en el área agropecuaria con $0,54 \pm 0,26 \text{ mg kg}^{-1}$, teniendo una diferencia de $1,66 \text{ mg kg}^{-1}$. La presencia de As en plantas oscila en un rango de 0,009 a $1,7 \text{ mg kg}^{-1}$ (24). Esto significa un nivel alto en la zona minera.

El Cd presentó $1,58 \pm 0,19 \text{ mg kg}^{-1}$ en la zona minera como la mayor concentración y en la zona agropecuaria con la menor siendo de $0,19 \pm 0,19 \text{ mg kg}^{-1}$, con una diferencia de $1,39 \text{ mg kg}^{-1}$. En el caso del Cd su concentración normal oscilaría entre 0,1 a $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$, considerándose que una cantidad de 3 mg kg^{-1} impactaría en el crecimiento de las plantas (24). Otro límite de concentración total de Cd en plantas se encuentra en un rango de 0,1 a $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (1). En este caso solo rebasa el nivel normal en la zona minera. Los incendios forestales son una de las fuentes que liberan al aire partículas con contenidos de Cd. Se calcula que anualmente se liberan entre 4.000 y 13.000 toneladas de Cd como consecuencia de actividades humanas como la minería, consumo de combustibles fósiles, generación eléctrica y desechos domésticos. Otras fuentes son las aguas residuales industriales y domésticas. A menudo los fertilizantes contienen ciertas cantidades de Cd que se filtran al suelo durante la aplicación en los cultivos. El Cd también puede entrar al suelo o al agua a través de derrames o fugas en sitios de desechos peligrosos (8). La transferencia de cadmio del suelo a la cadena alimentaria depende de un número de factores, tales como el tipo de planta, tipo de suelo, pH del suelo, zinc y el contenido de materia orgánica en el suelo (34).

En cuanto al Pb los resultaron fueron de $15,92 \pm 2,05 \text{ mg kg}^{-1}$ en la zona minera y $3,66 \pm 2,05 \text{ mg kg}^{-1}$ en el uso de suelo agropecuario, teniendo una diferencia de $12,26 \text{ mg kg}^{-1}$. En relación con el Pb, su nivel normal en plantas se considera de $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$ y otra fuente indica un rango de $0,05$ a $3,0 \text{ mg kg}^{-1}$ (1, 24). La dinámica de uso de suelo impacta en la presencia de estos metales pesados en especies vegetativas derivado de la alta concentración de población, incidencia del tránsito vehicular, producción de residuos sólidos, actividades industriales, movilidad e infraestructura urbana y cambio de uso de suelo (3, 22). El impacto de la industria minera es trascendental, ya que en el área se distribuyen siete zonas y parques industriales públicos y trece privados entre los que destacan algunas fundidoras, industrias básicas de hierro, acero, zinc, metales no ferrosos (33). Se asocia la presencia de partículas atmosféricas con niveles altos de Fe, Pb, Mn, Ni, Cu, As, Cd y otros elementos con respecto a la actividad industrial en San Luis Potosí (7). Esto puede estar impactando en la precipitación de partículas con contenidos de estos metales en donde las especies evaluadas pueden estar reteniendo, además de acumulando.

Efecto de la especie

El efecto de la especie impactó en las concentraciones de Al ($p=0,000$), Co ($p=0,006$), As ($p=0,062$) y Pb ($p=0,000$). Estos resultados se pueden observar en la tabla 3.

Tabla 3. Relación de metales y concentración media en hojas según el efecto significativo de la especie (N=192).

Table 3. Heavy metal ratio and average concentration in leaves by the significant effect of the species (N=192).

Especie	Pb		Co		Al		As	
	(mg kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)	
	Prom.	±E.E.	Prom.	±E.E.	Prom.	±E.E.	Prom.	±E.E.
Huizache	14,56	1,59	0,18	0,02	293,61	54,91	1,62	0,2
Mezquite	7,93	2,09	0,12	0,03	504,4	66,38	1,03	0,27
Pirul	5,25	1,73	0,09	0,02	652,15	54,91	0,92	0,22

Respecto del elemento Al su mayor concentración fue en el pirul con $652,15 \pm 50,51 \text{ mg kg}^{-1}$ y la menor en el huizache con $293,61 \pm 54,91 \text{ mg kg}^{-1}$, marcando una diferencia de $358,54 \text{ mg kg}^{-1}$ entre las dos especies. Asimismo, se encuentran por encima de los 200 mg kg^{-1} considerandos como nivel normal (24). En el Co, la mayor concentración se presentó en el huizache con $0,18 \pm 0,20$ y la menor en el pirul con $0,09 \pm 0,21 \text{ mg kg}^{-1}$. En cuanto al As, el huizache presentó la mayor cantidad con $1,62 \pm 0,20$ y la menor el pirul con $0,92 \pm 0,22 \text{ mg kg}^{-1}$. Esto significa una diferencia de $0,70 \text{ mg kg}^{-1}$ entre las dos especies. Se considera que el As se presenta en un nivel de $0,009$ a $1,7 \text{ mg kg}^{-1}$ siendo su nivel tóxico en un rango de 5 a 10 mg kg^{-1} (24). Contenidos de As en huizache se han encontrado en niveles de $12,19 \text{ mg kg}^{-1}$ y en mezquite de $14,27 \text{ mg kg}^{-1}$ (29) En relación con el Pb se observó que el huizache concentró la mayor cantidad con $14,56 \pm 1,59 \text{ mg kg}^{-1}$ y la menor el pirul con $5,25 \pm 1,73 \text{ mg kg}^{-1}$. La diferencia entre estas dos especies fue de $9,31 \text{ mg kg}^{-1}$. Esta cantidad rebasa el

nivel normal en plantas con $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$ y otro límite de concentración total marcado en un rango de $0,05$ a $3,0 \text{ mg kg}^{-1}$ (1, 24). En estudios similares niveles de $0,93 \text{ mg kg}^{-1}$ de As y $3,36 \text{ mg kg}^{-1}$ de Pb fueron encontrados en *Populus alba* L. (31).

Los metales pesados son persistentes contaminantes ambientales que pueden depositarse sobre las superficies y, a continuación, ser adsorbidos por los tejidos de los vegetales. Las plantas absorben los metales pesados a partir de depósitos en las ramas y hojas expuestas al aire y suelo contaminado (34).

Otro aspecto importante es la fisiología y microestructura de estas superficies que son, en muchas especies, ideales para la intercepción y captura de partículas contaminantes. Los árboles también pueden influir en las condiciones atmosféricas locales que favorecen la captura de las partículas (12). La variación de algunos elementos en las hojas puede deberse a la edad y estación verano y otoño (19). Algunas especies pueden llegar a ser tolerantes a la presencia de metales pesados (11). Sin embargo, esto a su vez implica que los mecanismos como el de absorción y translocación de metales varíen considerablemente entre las especies (23).

Efecto de temporada

La estación del año tuvo incidencia sobre las concentraciones de Ti ($p=0,086$), Cr ($p=0,038$), Co ($p=0,084$) y As ($p=0,058$). En la tabla 4 se muestra que la concentración de Ti se presentó mayormente en la primavera de 2010 con $6,27 \pm 0,57 \text{ mg kg}^{-1}$ y la menor en el verano de 2009 con $4,42 \pm 0,57 \text{ mg kg}^{-1}$.

Tabla 4. Relación de metales y concentración media en hojas según efecto significativo de la temporada (N=192).

Table 4. Heavy metal ratio and average concentration in leaves as significant effect of season (N=192).

Temporada	Cu		Cr		Co		As		Ti	
	(mg kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)	
	Prom.	±E.E.	Prom.	±E.E.	Prom.	±E.E.	Prom.	±E.E.	Prom.	±E.E.
Verano 2009	5,66	2,11	1,4	0,28	0,09	0,02	0,86	0,26	4,42	0,57
Otoño 2009	8,49	2,31	1,39	0,31	0,11	0,02	1,35	0,28	5,37	0,63
Invierno 2010	9,6	2,11	0,49	0,28	0,14	0,02	0,84	0,26	4,52	0,57
Primavera 2010	14,63	2,11	0,6	0,28	0,18	0,02	1,71	0,26	6,27	0,57

El nivel encontrado de este metal rebasa el rango normal de $0,1$ a $4,6 \text{ mg kg}^{-1}$ (24). En estudios similares, niveles $6,3 \text{ mg kg}^{-1}$ a $30,9 \text{ mg kg}^{-1}$ fueron encontrados en hojas de *Cupressus arizonica* y *Platanus occidentalis* (3).

En cuanto al Cr la mayor concentración sucedió en el otoño de 2009 con $1,39 \pm 0,31 \text{ mg kg}^{-1}$ y la menor cantidad fue en el invierno de 2010 con $0,49 \pm 0,28 \text{ mg kg}^{-1}$. Los niveles de Cr en plantas oscilan entre $0,02$ a $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$ (24).

Hay otro límite de concentración total de Cr en plantas marcado en un rango de 0,1 a 0,5 mg kg⁻¹ (1). Considerando estos criterios de nivel normal, es indicativo en la concentración de Cr que en la temporada alta y baja estuvieron por encima de estos rangos.

De la misma forma, en el Co la mayor cantidad fue en la primavera de 2010 con 0,18±0,02 mg kg⁻¹ y la menor en el verano de 2009 con 0,09±0,02 mg kg⁻¹.

En cuanto al As, su mayor concentración fue en la primavera de 2010 con 1,71±0,26 mg kg⁻¹ y la menor en el invierno de 2010 con 0,84±0,26 mg kg⁻¹. La concentración alcanzada de As estaría en el límite normal marcado de 0,009 a 1,7 mg kg⁻¹ (24). Este comportamiento puede estar influido por la dinámica climática de la zona, considerando que los meses más secos son febrero y marzo.

La temperatura cálida comprende los meses de marzo a octubre y el período frío de noviembre a febrero (27), lo cual incide en la dinámica de los diferentes usos de suelo como el caso de la actividad agrícola, comercial y de servicios, urbana y minera que propician una variación de emisión de contaminantes ambientales. La dinámica de vientos y clima semidesértico en la zona propician la suspensión de partículas en las cuales se diagnosticó la presencia de partículas atmosféricas con niveles altos de Fe, Pb, Mn, Ni, Cu, As, Cd y otros elementos en San Luis Potosí (7).

La variación ambiental y concentración de los metales pesados en las especies puede estar influenciada por la variación estacional (precipitación, humedad, temperatura) siendo incidente en el contenido y la solubilidad de los metales, lo que implicaría un posible impacto en el desarrollo fisiológico y acumulación de la vegetación (31).

Efecto uso de suelo-temporada

En cuanto al efecto de una doble interacción, la relación uso de suelo-estación del año tuvo efectos significativos sobre las concentraciones de As ($p=0,094$) y Pb ($p=0,029$). Estos resultados se muestran en las figuras 2 y 3 (pág. 37).

Con respecto al As la tendencia de concentración mayor se dio en el uso de suelo minero durante la temporada del otoño 2009 con 3,36±0,57 mg kg⁻¹ y la menor en el uso de suelo agropecuario en esa misma temporada con 0,33±0,57 mg kg⁻¹. Esta cantidad es mayor al rango normal de 0,009 a 1,7 mg kg⁻¹ (24).

En el caso del Pb la tendencia fue mayor en la zona minera durante el otoño de 2009 con 29,59±4,39 mg kg⁻¹ y la menor en el área de comercio y servicios en esa misma temporada con 2,34±4,39 mg kg⁻¹. Eso da una diferencia de 27,25 mg kg⁻¹ entre las dos zonas, además de estar por encima del nivel de concentración normal en plantas de 1,0 mg kg⁻¹ y otro límite de este metal marcado en un rango de 0,05 a 3,0 mg kg⁻¹ (1, 24).

Estudios similares han demostrado el efecto del uso de suelo y la estación en la capacidad de especies en la acumulación de elementos como Cd, Pb, Ti, Co (3, 13).

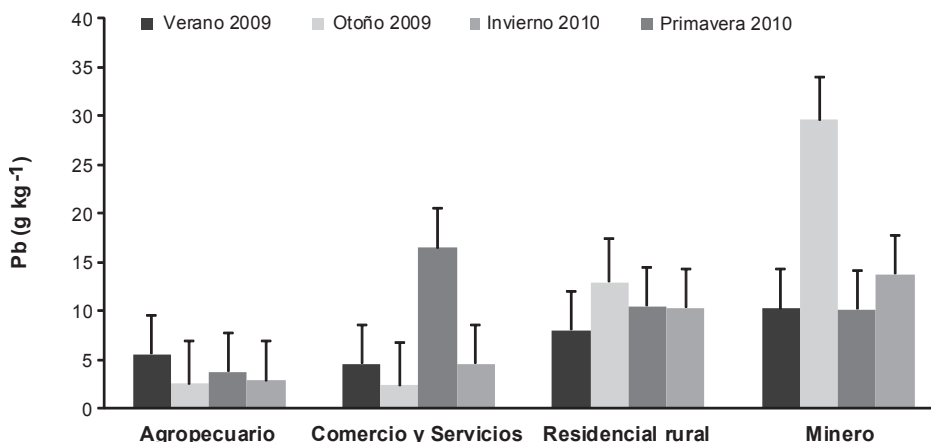


Figura 2. Efecto significativo uso de suelo-temporada sobre las concentraciones de plomo.

Figure 2. Significant effect of land-use season on concentrations of lead.

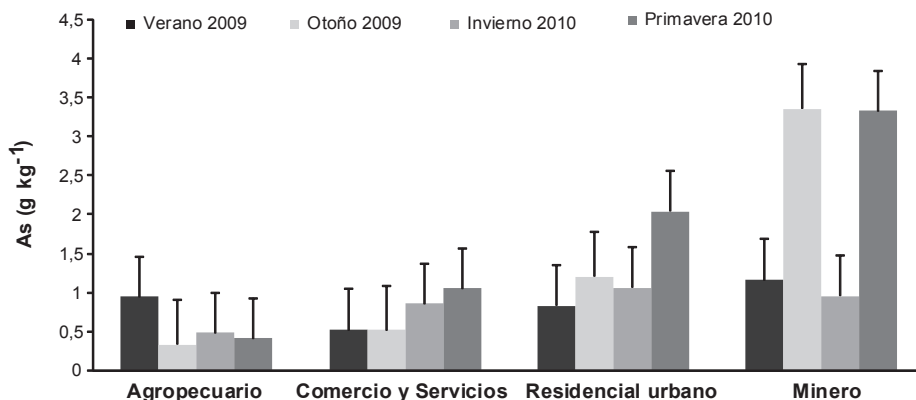


Figura 3. Efecto significativo del uso de suelo-estación sobre las concentraciones de arsénico.

Figure 3. Significant effect of land use-season on concentrations of arsenic.

Este resultado puede indicar que la relación de las actividades de la industria minera y agrícola varía temporalmente con la emisión de contaminantes ambientales y partículas atmosféricas que contienen metales pesados y que las mismas especies vegetativas pueden retener e incorporar a nivel fisiológico. La presencia de metales pesados en especies vegetativas se encuentra relacionada a las emisiones de partículas atmosféricas y residuos de las zonas industriales, urbanas y semi-urbanas, así como las agrícolas (4, 34).

Análisis de componentes principales en metales pesados

Fueron determinados cuatro componentes (PC1, PC2, PC3 y PC4). En conjunto, estos cuatro componentes explicaron el 88% de la variabilidad en los datos originales (45, 23, 10, 10%) obtenidos en los diez metales pesados analizados (figura 4).

Score Plot of Heavy Metals ppm (Al, As, Co, Cr, Cd, Cu, Pb, Ti, V and Zn)

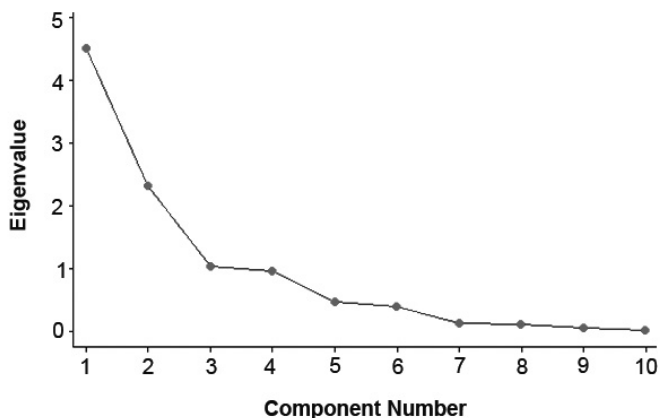


Figura 4. Análisis de componentes principales en metales pesados en las tres especies vegetativas.

Figure 4. Principal component analysis of heavy metals in the three vegetative species.

Con el CP1 y CP2 se construyó el diagrama de dispersión, que explicó en conjunto el 68% de la variabilidad en los datos originales (figura 5, pág. 39).

El PC1 mostró correlaciones positivas cuyos valores más altos fueron los de Cd (0,423), Co (0,406), Cu (0,396), Zn (0, 378) y Pb (0,365). El PC2 presentó correlaciones positivas con valores altos destacando Ti (0,547), V (0,514) y Al (0,504).

En la figura 4 se muestra la variabilidad de las observaciones determinadas en el PC1 y PC2. Se presenta un grupo principal de muestras de vegetación cercano al eje de intercepción de ambos componentes. A lo largo de CP1 se observan seis muestras alejadas del eje de intercepción entre CP1 y CP2 (5, 158, 110, 191, 30 y 142). Las últimas cinco se ubican en el uso de suelo minero. Destaca la muestra 142 que presentó los valores más altos de Al (682,75 mg kg⁻¹), As (9,103 mg kg⁻¹), Co (1,898 mg kg⁻¹), Cr (0,581 mg kg⁻¹), Cd (10,833 mg kg⁻¹), Cu (165,33 mg kg⁻¹), Pb (39,70 mg kg⁻¹), Ti (6,32 mg kg⁻¹), V (2,59 mg kg⁻¹) y Zn (650,00 mg kg⁻¹). En el CP2 se observa solo la muestra 153 perteneciente al uso de suelo del asentamiento urbano. Las concentraciones altas fueron para Al (4055,0 mg kg⁻¹), As (3,75 mg kg⁻¹), Co (0,71 mg kg⁻¹), Cr (4,97 mg kg⁻¹), Cd (1,70 mg kg⁻¹), Cu (10,35 mg kg⁻¹), Pb (48,82 mg kg⁻¹), Ti (47,15 mg kg⁻¹), V (56,40 mg kg⁻¹) y Zn (204,63 mg kg⁻¹).

Lo anterior demuestra el impacto de la actividad minera sobre las especies evaluadas. En la región y uso de suelo se distribuyen siete zonas y parques industriales públicos y trece privados en los cuales destacan algunas fundidoras, industrias básicas de hierro, acero, zinc, metales no ferrosos (33).

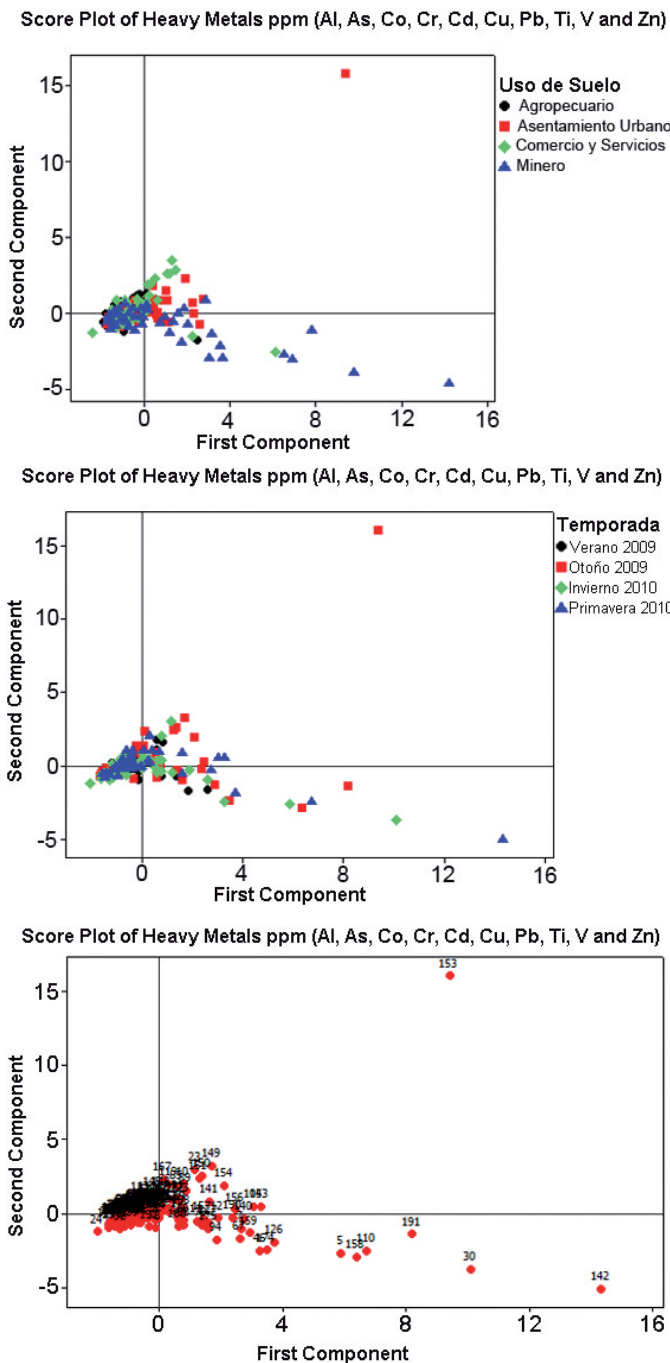


Figura 5. Análisis de componentes principales en diez metales pesados en tres especies vegetativas.

Figure 5. Principal components analysis of ten heavy metals in three species vegetative.

CONCLUSIONES

El estudio comprueba la presencia de Al, As, Co, Cr, Cd, Cu, Pb, Ti, V y Zn en mezquite, huizache y pirul. De los diez elementos evaluados el Al, As, Cd, Cr, Pb y Ti presentaron niveles considerados por encima del umbral normal en vegetación.

El factor especie tuvo efectos significativos en las concentraciones de Pb, Co, Al y As siendo el huizache la especie de mayor capacidad acumulativa de estos metales pesados.

El factor uso del suelo tuvo efecto en niveles altos de Al, As, Cd, Co, Pb y Ti. Los árboles ubicados en los usos de suelo minero y de comercio y servicios fueron los más relevantes; los árboles ubicados en el uso de suelo agropecuario destacaron con los niveles más bajos de concentración de los metales pesados.

En cuanto a la temporada del año, su efecto fue en mayor grado con las concentraciones de Cd, Co, Cu, Cr, Ti y As. Se demuestra que otoño, invierno y primavera mayormente inciden en la presencia de metales pesados en las especies evaluadas. Destaca la relación uso de suelo-temporada en la presencia de Pb y As.

La presencia y acumulación de metales pesados en las especies tendría influencia de la dinámica antropogénica de usos de uso de suelo, actividad de la población, tránsito vehicular, producción de residuos sólidos, actividades industriales, movilidad e infraestructura urbana y cambio de uso de suelo de los diferentes usos de suelo que genera partículas y residuos con metales pesados impactando en la disponibilidad y acumulación en las especies evaluadas.

El impacto de la industria minera es trascendental debido a la distribución de zonas y parques industriales públicos y privados en los que destacan algunas fundidoras, industrias básicas de hierro, acero, zinc, metales no ferrosos.

Se considera poner atención con acciones que permitan seguir estudiando la vegetación y monitorear la contribución de las tres especies en su capacidad bioindicativa y remediación de la contaminación ambiental. Se contribuye a evaluar el impacto ambiental en el sistema fragmentado recomendando dar continuidad a este tipo de estudios.

BIBLIOGRAFÍA

1. Akpoveta, O. V.; Osakwe A. S.; Egharevba, F.; Osaro, K. I. I.; Akpoveta, A. V.; Osazuwa, E. J.; Okoh, E. B.; Okwagi, P.; Aweatefe, J. K.; Odjighere, M.; Weltime, O. M. 2011. A Comparative Evaluation and Toxicity Assessment of Heavy Metals in Commonly Smoked Cigarette Brands and Local Tobacco Snuff Purchased and Consumed in Nigeria. *Research Journal of Environmental Toxicology*. 5: 359-368.
2. Aksoy, A.; Demirezen, D. 2006. *Fraxinus excelsior* as a Biomonitor of Heavy Metal Pollution. *Polish Journal Environmental Studies*. 5(1): 27-33.
3. Alcalá Jáuregui, J.; Sosa, M.; Moreno, M.; Quintana, C.; Quintana, G.; Mirando, S; Rubio, A. 2008. Metales pesados en vegetación arbórea como indicador de calidad ambiental urbana. Ciudad de Chihuahua, México. *Multequina*. 17: 39-54

4. Alcalá Jáuregui, J.; Ávila Castorena, C.; Rodríguez Ortiz, J. C.; Hernández Montoya, A.; Beltrán Morales, F. A.; Rodríguez Fuentes, H.; Loya Ramírez, J. G. 2012. Metales pesados como indicador de impacto de un sistema ecológico fragmentado por usos de suelo, San Luis Potosí, México. *Rev. FCA UNCUYO*. 44(2): 15-29.
5. Alcantar, G. G.; Trejo-Tellez, L. I.; Fernández, L. P.; Rodríguez, M. N. M. 2007. Elementos esenciales. En: Nutrición de cultivos. Alcantar, G. G.; Trejo-Tellez, L. I. (compiladores) Mundi Prensa México.
6. Anze, R.; Franken, M.; Zaballa, M.; Pinto, M. R.; Zeballos, G.; Cuadros, M. A.; Canseco, A.; De la Rocha, A.; Estellano, V. H.; Del Granado, S. 2007. Bioindicadores en la detección de la contaminación ambiental en Bolivia. *Revista Virtual REDESMA*. Unidad de Calidad Ambiental. Instituto de Ecología. p. 74.
7. Aragón-Piña, A.; Campos-Ramos, A. A.; Leyva-Ramos, R.; Hernández-Orta, M.; Miranda-Ortiz, N.; Luszczewski-Kudra, A. 2006. Influencia de Emisiones Industriales en el Polvo Atmosférico de la Ciudad de San Luis Potosí, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 22(1): 5-19.
8. ATSDR. 1999. Cadmio CAS#: 1306-19-0. Resumen de Salud Pública Aluminio. Agencia para sustancias tóxicas y registro de enfermedades. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU. Servicio de Salud Pública. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades.
9. ATSDR. 2004. Cobalto. Cas#:7440-48-4. Resumen de salud pública. Agencia para sustancias tóxicas y registro de enfermedades. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades.
10. ATSDR. 2008. Aluminio CAS#: 7429-90-5. Resumen de Salud Pública Aluminio. Agencia para sustancias tóxicas y registro de enfermedades. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU. Servicio de Salud Pública. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades.
11. Becerril, J. M.; Burrutia, O.; García Plazaola, J. I.; Hernández, A.; Alano, J. M.; Garbisu, C. 2007. Especies nativas de suelos contaminados por metales pesados: aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. *Ecosistemas*. XVI: 002. Asociación Española de Ecología Terrestre.
12. Beckett, P.; Freer-Smith, P.; Taylor, G. 2000. Effective tree species for local air-quality management. *Journal of arboriculture* 26(1): 12-19 January.
13. Czarnowska, K.; Milewska, A. 2000. The content of heavy metals in an indicator plant (*Taraxacum officinale*) in Warsaw. *Polish Journal of Environmental Studies*. 9(2): 125-128.
14. Duffus, J. H. 2002. "heavy metals"- A Maningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure Appl. Chem.*, Vol. 74, N° 5: 793-807.
15. Ghosh, M.; Singh, S. P. 2005. A Review on Phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. *Applied Ecology and Environmental Research* 3(1): 1-18.
16. Goudot, A.; Bertrand, D. 1973. Los oligoelementos. *Que sais-je*. N°88 Oikos-tau, s.a. Ediciones. España.
17. Gremion, F.; Chatzinotas, A.; Kaufmann, K.; Von Sigler, W.; Harms, H. 2004. Impacts of heavy metal contamination and phytoremediation on a microbial community during a twelve-month microcosm experiment. *FEMS Microbiology Ecology* 48: 273-283.
18. Johnston, A. E. 2005. Trace elements in soil: status and management. In: Essential trace elements for plants, animals and humans NJF Seminar no. 370 Reykjavik, Iceland 15-17. August 2005 pp. 7-14
19. Legaz, F.; Serna, M. D.; Ferrer, P.; Cebolla, V.; Millo, E. P. 1995. *Análisis de hojas, suelos y aguas para el diagnóstico nutricional de plantaciones de cítricos. Procedimiento de Toma de Muestras*. Generalitat Valenciana. Conselleria D'Agricultura, Pesca I Alimenticio.
20. Madejón, P. 2003. Elementos Traza y nutrientes en álamo blanco tras vertido tóxico de las minas de Aznalcóllar. *Invest. Agrar.: Sist. de Recur. For.* 12(3): 19-32.
21. Market, B. 2007. Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment. Third International Festem Symposium. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 21 SI: 77-82.
22. Martí, L.; Salcedo, C.; Troilo, S.; Filippini, M. F.; Drovandi, A.; Valdés, A. 2011. Evaluación de metales pesados en suelos de los oasis irrigados de la Provincia de Mendoza: Concentraciones totales de Zn, Pb, Cd y Cu. *Rev. FCA UNCUYO*. 43(2): 203-221.
23. Martin, D.; Vollenweider, P.; Butter, A.; Gunthardt-Goerg, M. S. 2006. Bioindication of heavy metal contamination in vegetable garden. *For. Snow. Landsc. Res.* 80(2): 169-180.
24. Pais, I.; Benton, J. J. 1997. *The Handbook Trace Elements*. St. Lucie Press. 222 p.
25. Plan del Centro de Población Estratégico San Luis Potosí-Soledad de Graciano Sánchez. 2003. Proyecto de Actualización. H. Ayuntamiento de San Luis Potosí. 171 p.
26. Plan Municipal de Desarrollo 2007-2009. H. Ayuntamiento. Soledad de Graciano Sánchez. COPLADEM. 110 p.
27. Plan Municipal de Desarrollo 2009-2012. San Luis Potosí. H. Ayuntamiento San Luis Potosí. 101 p.

28. Pourkhabbaz, A.; Rastin, N.; Olbrich, A.; Langenfeld-Heyser, R.; Polle, A. 2010. Influence of Environmental Pollution on Leaf Properties of Urban Plane Trees, *Platanus orientalis* L. Bull Environ Contam Toxicol. 85(3): 251-255.
29. Puga, S.; Sosa, M.; De la Mora, A.; Pinedo, C.; Jiménez, J. 2006. Concentraciones de As y Zn en vegetación nativa cercana a una presa de jales. Revista Internacional de Contaminación Ambiental. 22(002): 75-82.
30. Pulford, I. D.; Watson, C. 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees-a review. Environment International 29(2003): 529-540.
31. Ramos, A.; Cabrera, M. C.; Astigarraga, L.; Saadoun, A. 2007. Variaciones estacionales del contenido de Ca, P, Mg, S, Fe, Zn y Cu de Alfalfa, Trebol rojo y Lotus de su bioaccesibilidad por un método rápido in vitro. APPA- ALFA. Cusco, Perú. Sitio Argentino en Producción Animal. p. 1-6.
32. Schilling, J. S.; Lehman, M. E. 2002. Bioindication of Atmospheric heavy metal deposition in the Southeastern US using the moss *Thuidium delicatulum*. Atmospheric Environment. 36(2002): 1611-1618.
33. Secretaría de Desarrollo Económico. 2011. Directorio de empresas que operan en Zonas y Parques industriales de San Luis Potosí. Dirección General de Desarrollo y Promoción Industrial. Gobierno del Estado de San Luis Potosí. 29 p.
34. Suruchi; Khanna, P. 2011. Assessment of Heavy Metal Contamination in Different Vegetables Grown in and Around Urban Areas. *Research Journal of Environmental Toxicology*. 5: 162-179.
35. Tomašević, M.; Rajšić, S.; Đorđević, D.; Tasić, M.; Krstić, J.; Novaković, V. 2004. Heavy metals accumulation in tree leaves from urban areas. *Environ Chem Lett* (2004) 2: 151-154.