

Cortezas de *Prosopis laevigata* (Fabaceae) y *Schinus molle* (Anacardiaceae) como bioindicadoras de contaminación por metales pesados

Bark of *P. laevigata* (Fabaceae) and *S. molle* (Anacardiaceae) as bioindicator of heavy metal contamination

Jorge Alcalá Jáuregui ¹, Juan C. Rodríguez Ortíz ¹, Alejandra Hernández Montoya ¹, Paola Elizabeth Diaz Flores ¹, Maria Flavia Filippini ², Eduardo Martínez Carretero ³

Originales: *Recepción*: 13/08/2015 - *Aceptación*: 20/09/2015

RESUMEN

La corteza arbórea constituye un elemento viable para diagnosticar la contaminación por metales pesados. Fue evaluada la presencia de once metales pesados en corteza de *P. laevigata* "mezquite" y *S. molle* "pirul" como indicador de impacto ambiental en San Luis Potosí, México. Basado en la presencia de estas dos especies sobre un sistema fragmentado por usos de suelo agropecuario, asentamiento rural, comercial y servicio, asentamiento urbano y minero, se tomó muestras de corteza durante las estaciones de verano, otoño, invierno y primavera. Se aplicó la técnica ICP-MS y se determinó las concentraciones de Al, As, Co, Cu, Cd, Cr, Ni, Pb, Ti, V y Zn, diseñando un modelo General Lineal para su análisis. Los resultados indicaron concentraciones promedio de Ni>Al>Zn>Pb>Cu>As>Ti>V>Cd>Cr>Co. La presencia de metales pesados fue condicionada por el efecto de la especie, uso de suelo y la temporada, así como la relación entre estos factores. Las cortezas de *S. molle* resultaron tener mayores concentraciones de Al, As, Co, Cd, Cr, Ni, Pb y Ti. En otoño se presentaron las mayores concentraciones de Al, Cu, Cr, Co y Ni. El uso de suelo para asentamiento urbano presentó las mayores concentraciones de Al, Co, Cr, Ni, Ti y V y el uso de suelo minero las de Cu, Cd, Zn y Pb. Se demuestra el potencial bioindicador de la corteza de ambas especies. Se sugiere continuar realizando estudios que permitan ampliar el conocimiento de las condiciones ambientales de la zona.

Palabras clave

contaminación • usos de suelo • temporada • impacto ambiental

-
- 1 Profesor-investigador. Facultad de Agronomía y Veterinaria. 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. México. jorge.alcala@uaslp.mx
 - 2 Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza. Argentina.
 - 3 Geobotánica y Fitogeografía IADIZA (CONICET), CCT Mendoza, Argentina.

ABSTRACT

The tree bark is a valuable component to diagnose heavy metal air pollution. In bark of *P. laevigata* and *S. molle* presence of eleven heavy metals was evaluated, as indicator of environmental impact in San Luis Potosí, México. Based on the presence of both species on a soil system fragmented agricultural uses, rural settlements, trade and services, urban settlements and mineral uses, bark samples were taken during summer, autumn, winter and spring seasons. In each species thirty exemplars were sampled. Concentrations of Al, As, Co, Cu, Cd, Cr, Ni, Pb, Ti, V and Zn were determined by applying the ICP-MS technique, and for data analysis the General lineal model was applied. Results indicated that the average concentrations vary according to Ni > Al > Zn > Pb > Cu > As > Ti > V > Cd > Cr > Co. The presence of heavy metals was determined by the species effect, land use and season, and the relationship between these factors. The pepper tree bark was found to have higher concentrations of Al, As, Co, Cd, Cr, Ni, Pb and Ti. The highest concentrations of Al, Cu, Cr, Co and Ni were in the fall season. The urban settlement showed higher concentrations of Al, Co, Cr, Ni, Ti and V; meanwhile in the mining soil use Cu, Cd, Zn and Pb were relevant. The potential bio-indicator value of bark of both species was evidenced. Consequently, it is convenient to continue with these studies to increase knowledge of the environmental conditions of the San Luis Potosí.

Keywords

pollution • land use • season • environmental impact

INTRODUCCIÓN

El uso de organismos para obtener información cuantitativa de la calidad ambiental es una de las formas rentables y simples para estudiar la presencia de metales pesados, pues estos no se estudian a través de medios orgánicos, sino químicos (5). Asimismo, las características y calidad de la corteza en los vegetales varían considerablemente entre especies y en las diferentes etapas en la vida de un árbol. Al exponerse la corteza a la contaminación ambiental, la composición química de las capas superficiales presenta cambios, esto implica que la acumulación de contaminantes en la corteza es un proceso fisiológico-químico (19).

Entre los contaminantes destacan los metales pesados que pueden ser de origen natural y antropogénico. Habitualmente se

hace referencia a doce metales de mayor impacto y resultando como residuos de diferentes actividades humanas: cadmio, cromo, cobalto, cobre, hierro, mercurio, manganeso, molibdeno, níquel, plomo, estaño y zinc. Una preocupación latente es que pueden entrar a la cadena alimentaria; haciendo necesario conocer los niveles de biodisponibilidad como contaminantes (29).

Algunos pueden presentar mayores riesgos potenciales para las plantas, y sobre todo en la corteza, como el arsénico, cadmio, cobre, plomo, mercurio, níquel y zinc (1, 15, 22, 24).

Las rutas por las cuales se incorporan al ambiente son, entre otras: por deposición de partículas de la atmósfera, incineración de residuos, eliminación de metales,

lodos de depuradora y los efluentes de aguas residuales, fertilizantes y pesticidas comerciales, residuos animales, procesos de minería metálica y tránsito vehicular (4, 16, 17, 19).

Algunos autores han estudiado metales pesados en corteza de especies como *Pinus sylvestris*, *Azadirachta indica*, *Fraxinus pennsylvanica*, entre otras (3, 22, 23, 24, 25, 26).

La condición geológica de la zona y la capacidad de las plantas para acumular metales hacen de la contaminación un interesante objeto de estudio (4, 18, 24).

Objetivo

Evaluar la presencia de metales pesados en corteza de *Prosopis laevigata* "mezquite" y *Schinu molle* "pirul", basado en la presencia de estas dos especies en un sistema fragmentado por usos de suelo: agropecuario, asentamiento rural, comercial y servicio, asentamiento urbano y minero, como indicador de impacto ambiental en San Luis Potosí, México. Bajo esta condición de fragmentación de hábitat las especies permiten evaluar su capacidad indicadora de la presencia de contaminantes en el ambiente (3).

MATERIALES Y MÉTODOS

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 (22°10'59" latitud norte, y 100°56'27" longitud oeste) con una altitud 1849 m s. n. m. y San Luis Potosí (22°08'59" latitud norte, 100°58'30" longitud oeste) con una altitud de 1864 m s. n. m. (19, 26).

El clima de la zona es seco templado con verano cálido BSkw¹¹(e)g. Se registra una precipitación anual de 400 mm, concentrados en verano y otoño.

La temperatura media varía de 6°C a 18°C, con una diferencia entre el mes más cálido y más frío de 7°C y 14°C (21, 27).

Los tipos de suelo dominantes son Durisol, Cambisol, Leptosol, además de la trascendencia del suelo urbano (20, 21).

Considerando la alternancia de la presencia de las especies *P. laevigata* y *S.molle* ubicados en trayectos fragmentados por cinco tipos de uso del suelo dominantes: agropecuario, asentamiento rural, comercio y servicios, asentamiento urbano y minero. Este trayecto conformó un corredor de 35,5 km, el mismo que permitió determinar a 30 individuos por especie para realizar los muestreos distribuidos en seis por cada uso de suelo (figura 1, pág. 86).

De cada especie se tomó de 15 a 25 g de corteza arbórea de individuos con una altura mínima de 1,60 m.

Se consideró que los árboles tuvieran el tronco despejado de ramas y su ubicación en la alineación del tramo carretero, alternando su presencia en lateral izquierdo y derecho, así como su exposición a las fuentes de contaminación y corrientes de aire.

Las muestras se tomaron en los mismos individuos durante las estaciones de verano y otoño de 2009 e invierno y primavera de 2010; resultando 120 muestras durante las cuatro temporadas.

Para la determinación de metales se preparó una muestra de corteza, limpiada con agua y secada nuevamente para obtener 0,5 g de materia seca. Este material se calcinó en mufla a 450°C.

Posteriormente se trató con solución de HNO₃ al 1% y se aforó a 25 ml en un matraz volumétrico para el análisis de Al, As, Co, Cu, Cd, Cr, Ni, Pb, Ti, V y Zn a través de la técnica ICP-MS.

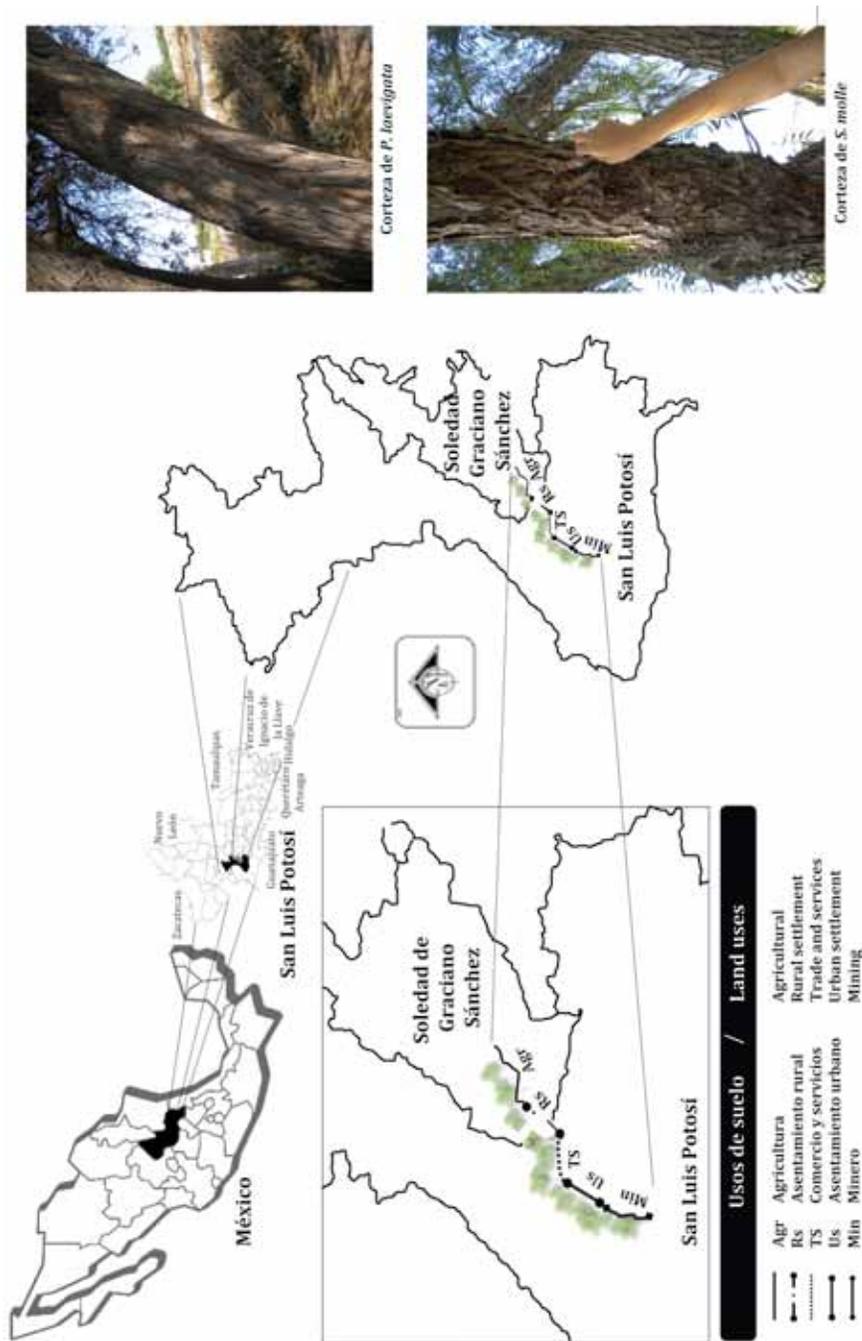


Figure 1. Localización del área de estudio.
Figure 1. Location of the study area.

Las concentraciones de los metales se expresaron en mg kg^{-1} .

Los datos se analizaron mediante un modelo estadístico (ANOVA, análisis de varianza) para probar las interacciones entre los factores uso de suelo, especie y estación, con respecto a las concentraciones de metales pesados en Minitab fijando un $\alpha \leq 0,05$. Se realizó un análisis de correlación de Pearson, así como un análisis de componentes principales (ACP).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los promedios generales de metales pesados en la corteza de *P. laevigata* y *S. molle* siguieron el orden: Ni ($399,00 \text{ mg kg}^{-1}$) > Al ($333,10 \text{ mg kg}^{-1}$) > Zn ($54,41 \text{ mg kg}^{-1}$) > Pb ($31,72 \text{ mg kg}^{-1}$) > Cu ($11,77 \text{ mg kg}^{-1}$) > As ($4,04 \text{ mg kg}^{-1}$) > Ti ($3,34 \text{ mg kg}^{-1}$) > V ($3,24 \text{ mg kg}^{-1}$) > Cd ($0,786 \text{ mg kg}^{-1}$) > Cr ($0,626 \text{ mg kg}^{-1}$) > Co ($0,121 \text{ mg kg}^{-1}$). Por otra parte, se presentaron asociaciones significativas entre la concentración de metales pesados en corteza arbórea con respecto a la especie, uso de suelo, estación y las dobles interac-

ciones entre especie-uso de suelo, especie-temporada y uso de suelo-temporada.

Efecto especie

El factor especie tuvo incidencia significativa en las concentraciones de Al ($p=0,001$), Ti ($p=0,014$), Cd ($p=0,035$), Cr ($p=0,081$), Co ($p=0,005$), As ($p=0,049$), Ni ($p=0,004$) y Pb ($p=0,058$), (tabla 1). De estos elementos, la corteza de *S. molle* presentó las mayores concentraciones en comparación con *P. laevigata*.

Las diferencias de las concentraciones de estos elementos en cortezas de ambas especies, se destacan en Ti ($0,71 \text{ mg kg}^{-1}$), Cd ($0,349 \text{ mg kg}^{-1}$), Cr ($0,158 \text{ mg kg}^{-1}$), Co ($0,046 \text{ mg kg}^{-1}$) y As ($1,250 \text{ mg kg}^{-1}$).

Estas diferencias se pueden atribuir a: rugosidad de la corteza, estructura de la copa arbórea, grosor del tronco, respuesta fisiológica de cada especie al transporte de metales pesados, así como factores climáticos locales que intervienen en la deposición de partículas en la corteza, entre otros.

Se ha demostrado el potencial bioindicador de ambas especies en la retención de polvo atmosférico en sus cortezas (2).

Tabla 1. Concentraciones de metales pesados en corteza condicionados por la especie ($p \leq 0,05$).

Table 1. Heavy metal concentrations in bark conditioned by the species ($p \leq 0.05$).

Especie	Al (mg kg^{-1})		Ti (mg kg^{-1})		Cd (mg kg^{-1})		Cr (mg kg^{-1})	
	Prom.	\pm E.E.						
<i>P. laevigata</i>	291,84	18,1	2,99	0,2	0,612	0,14	0,548	0,04
<i>S. molle</i>	374,44	18,1	3,7	0,2	0,961	0,14	0,706	0,04

Especie	Co (mg kg^{-1})		As (mg kg^{-1})		Ni (mg kg^{-1})		Pb (mg kg^{-1})	
	Prom.	\pm E.E.						
<i>P. laevigata</i>	0,098	0,01	3,42	0,44	360,48	18,6	23,81	5,85
<i>S. molle</i>	0,144	0,01	4,67	0,44	437,41	18,61	39,62	5,85

Efecto temporada

El factor temporada tuvo incidencia significativa en las concentraciones de Al ($p=0,002$), Cu ($p=0,029$), Co ($p=0,034$), Cr ($p=0,029$), Ni ($p=0,000$) y Ti ($p=0,007$) (tabla 2).

En otoño se obtuvo las mayores concentraciones de cinco elementos: Al ($385,53 \text{ mg kg}^{-1}$), Cu ($12,92 \text{ mg kg}^{-1}$), Cr ($0,744 \text{ mg kg}^{-1}$), Co ($0,139 \text{ mg kg}^{-1}$) y Ni ($544,35 \text{ mg kg}^{-1}$). En verano solamente las concentraciones de Ti fueron mayores ($4,05 \text{ mg kg}^{-1}$).

Respecto de las diferencias entre las concentraciones destaca la de 120 mg kg^{-1} de Al; $3,54 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cu; $0,053 \text{ mg kg}^{-1}$ de Co y $220,75 \text{ mg kg}^{-1}$ de Ni, entre las estaciones de otoño y primavera, respectivamente.

En cuanto al Ti hubo una diferencia de $1,3 \text{ mg kg}^{-1}$ entre las estaciones de verano y primavera. Esto se explicaría por la contribución relativa de la precipitación y la deposición seca en la vegetación, así como

su química que puede variar dependiendo de factores ambientales del sitio (15).

Efecto uso de suelo

El factor uso de suelo tuvo incidencia significativa en las concentraciones de Al ($p=0,000$), As ($p=0,000$), Cu ($p=0,000$), Co ($p=0,005$), Cd ($p=0,000$), Cr ($p=0,001$), Ni ($p=0,000$), Zn ($p=0,000$), Pb ($p=0,000$), Ti ($p=0,000$) y V ($p=0,000$).

El suelo en ambiente urbano presentó las mayores cantidades de Al ($445,87 \text{ mg kg}^{-1}$), Co ($0,159 \text{ mg kg}^{-1}$), Cr ($0,779 \text{ mg kg}^{-1}$), Ni ($488,28 \text{ mg kg}^{-1}$), Ti ($4,92 \text{ mg kg}^{-1}$) y V ($3,75 \text{ mg kg}^{-1}$). En cambio, el uso de suelo minero resultó en mayores concentraciones de Cu ($27,70 \text{ mg kg}^{-1}$), Cd ($2,594 \text{ mg kg}^{-1}$), Zn ($160,24 \text{ mg kg}^{-1}$) y Pb ($103,18 \text{ mg kg}^{-1}$).

En contraste, las muestras de corteza provenientes de ambiente agropecuario presentaron menor cantidad de Al, As, Cu, Co, Cr, Zn, Pb, Ti y V (tabla 3, pág. 89).

Tabla 2. Concentraciones de metales pesados en corteza condicionados por la temporada ($p \leq 0,05$).

Table 2. Heavy metal concentrations in bark conditioned by the season ($p \leq 0.05$).

Temporada	Al (mg kg^{-1})		Cu (mg kg^{-1})		Cr (mg kg^{-1})	
	Prom.	\pm E.E.	Prom.	\pm E.E.	Prom.	\pm E.E.
Verano	379,05	25,59	12,17	0,93	0,695	0,06
Otoño	385,53	25,59	12,92	0,93	0,744	0,06
Invierno	303,16	25,59	12,61	0,93	0,511	0,06
Primavera	264,86	25,59	9,38	0,93	0,557	0,06

Temporada	Co (mg kg^{-1})		Ni (mg kg^{-1})		Ti (mg kg^{-1})	
	Prom.	\pm E.E.	Prom.	\pm E.E.	Prom.	\pm E.E.
Verano	0,137	0,02	459,320	26,32	4,05	0,29
Otoño	0,139	0,02	544,350	26,32	3,57	0,29
Invierno	0,126	0,02	353,930	26,32	2,99	0,29
Primavera	0,083	0,02	238,57	26,32	2,75	0,29

Tabla 3. Concentraciones de metales pesados en corteza condicionados por el uso de suelo ($p \leq 0,05$).
Table 3. Heavy metal concentrations in bark conditioned by land uses ($p \leq 0.05$).

Uso de suelo	Al (mg kg ⁻¹)		As (mg kg ⁻¹)		Cu (mg kg ⁻¹)		Co (mg kg ⁻¹)		Cd (mg kg ⁻¹)		Cr (mg kg ⁻¹)	
	Prom.	±E.E.										
Agropecuario	276,58	28,61	1,33	0,70	6,23	1,03	0,089	0,01	0,254	0,22	0,372	0,07
Comercio y servicio	314,57	28,61	1,45	0,70	6,54	1,03	0,099	0,01	0,199	0,22	0,688	0,07
Asentamiento rural	361,08	28,61	2,33	0,70	7,98	1,03	0,104	0,01	0,295	0,22	0,714	0,07
Asentamiento urbano	445,87	28,61	2,28	0,70	10,38	1,03	0,159	0,01	0,590	0,22	0,779	0,07
Minero	267,60	28,61	11,82	0,70	27,7	1,03	0,155	0,01	2,594	0,22	0,581	0,07

Uso de suelo	Ni (mg kg ⁻¹)		Zn (mg kg ⁻¹)		Pb (mg kg ⁻¹)		Ti (mg kg ⁻¹)		V (mg kg ⁻¹)	
	Prom.	±E.E.	Prom.	±E.E.	Prom.	±E.E.	Prom.	±E.E.	Prom.	±E.E.
Agropecuario	441,77	29,43	19,96	17,52	8,70	9,25	2,45	0,32	3,05	0,11
Comercio y servicio	393,10	29,43	20,25	17,52	11,66	9,25	3,05	0,32	3,21	0,11
Asentamiento rural	389,22	29,43	24,60	17,52	14,66	9,25	3,48	0,32	3,18	0,11
Asentamiento urbano	48,28	29,43	46,97	17,52	20,93	9,25	4,92	0,32	3,75	0,11
Minero	282,73	29,43	160,24	17,52	103,18	9,25	2,18	0,32	2,99	0,11

Se ha demostrado que la dinámica de los usos de suelo puede incidir en los movimientos de contaminantes y deposición de partículas en cortezas de estas especies, y donde los usos de suelo urbano y minero han tenido mayor impacto y el uso agropecuario en menor escala (2).

El Al se adhiere a partículas pequeñas como arcillas y limos en particular, y puede ser incorporado desde el suelo por algunas plantas (12) donde éste tiene la función de controlar las propiedades coloidales de las células (26).

El As se presenta naturalmente en el suelo y en minerales y, por lo tanto, puede transportarse por el aire y el agua (11).

El cobre se encuentra asociado como elemento esencial en plantas y es usado en compuestos agrícolas y derivado de la actividad minera y la industria manufacturera (7).

Con respecto al Co, se presenta de forma natural en rocas, suelo, agua plantas y animales. Sin embargo, se asocia al reciclaje de desechos de metales, aleaciones industriales, transporte vehicular, así como el uso de energía nuclear (6).

La presencia de Cd se relaciona con desechos de aleaciones, fungicidas, esmaltes, baterías, pigmentos, plásticos, etc. aceite viejo de motor, la fabricación de textiles, la galvanoplastia y el caucho (15).

El Cr es un elemento natural que se encuentra en rocas, animales, plantas y el suelo, y es de uso intenso en la industria del cromado, curtido, entre otros (14); lo mismo que el Cd en la industria de las pinturas (15).

Por su parte, el Zn deriva de actividades mineras (9), el Pb de la combustión de petróleo y residuos sólidos urbanos, el Ni de procesos industriales, mientras que el V del tratamiento de minerales (8, 10, 13).

Interacción suelo-especie

La relación entre el uso del suelo y la estación incidió significativamente sobre las concentraciones de Al ($p=0,007$), Ni ($p=0,002$), Pb ($p=0,060$), Ti ($p=0,002$) y V ($p=0,002$). La relación de resultados se pueden observar en la tabla 4 (pág. 91). La relación uso de suelo-especie mostró que las cortezas de los árboles de *S. molle* ubicadas en ambiente urbano concentraron la mayor cantidad de Al ($578,92 \text{ mg kg}^{-1}$) y Ni ($602,83 \text{ mg kg}^{-1}$), mientras que en suelo minero se obtuvieron las mayores concentraciones de Pb ($136,79 \text{ mg kg}^{-1}$); resultados coincidentes a los obtenidos por diversos autores (16). La influencia del impacto de los usos de suelo en especies de la zona se ha comprobado en diversos estudios (4, 18).

Interacción temporada-especie

La relación entre el uso de suelo y la estación incidió significativamente sobre las concentraciones de Al ($p=0,007$), Co ($p=0,096$), Cr ($p=0,015$), Cu ($p=0,062$) y Ni ($p=0,000$). La relación de resultados se pueden observar en la tabla 5 (pág. 91).

Las tendencias indicaron mayores concentraciones en las cortezas de los árboles de *S. molle* durante la temporada de otoño con respecto a: Al ($504,96 \text{ mg kg}^{-1}$), Cr ($0,993 \text{ mg kg}^{-1}$), Cu ($15,41 \text{ mg kg}^{-1}$) y Ni ($686,14 \text{ mg kg}^{-1}$).

En cuanto al Co ($0,147 \text{ mg kg}^{-1}$) la mayor concentración se encontró en muestras de corteza de *S. molle* durante la temporada de invierno.

En cuanto a la prueba del coeficiente de correlación de Pearson, se obtuvo relaciones significativas entre los elementos, destacando la relación Al-Ti ($r^2=0,939$), V-Al ($r^2=0,799$), V-Ti ($r^2=0,801$), Ni-Al ($r^2=0,690$), As-Cu ($r^2=0,891$), Cd-Co ($r^2=0,700$), Pb-Cd ($r^2=0,771$), Cd-Zn ($r^2=0,935$) y Pb-As ($r^2=0,897$).

Tabla 4. Concentraciones de metales pesados en corteza condicionados por el uso de suelo-especie ($p \leq 0,05$).**Table 4.** Heavy metal concentrations in bark conditioned by the land uses-species ($p \leq 0.05$).

Factor	Especie	Elemento (mg kg ⁻¹)				
		Al	Ni	Pb	Ti	V
Uso de suelo						
Agropecuario	Mezquite	239,02 ± 40,47	348,93 ± 41,62	7,83 ± 13,09	2,183 ± 0,45	2,923 ± 0,16
Asentamiento rural	Mezquite	318,46 ± 40,47	399,14 ± 41,62	10,68 ± 13,09	3,154 ± 2,36	3,416 ± 0,16
Comercio y servicio	Mezquite	326,62 ± 40,47	382,15 ± 41,62	15,16 ± 13,09	3,381 ± 2,36	3,310 ± 0,16
Asentamiento urbano	Mezquite	312,82 ± 40,47	373,74 ± 41,62	14,79 ± 13,09	3,528 ± 0,45	3,394 ± 0,16
Minero	Mezquite	262,17 ± 40,47	299,41 ± 41,62	70,57 ± 13,09	2,702 ± 0,45	3,190 ± 0,16
Agropecuario	Pirul	314,14 ± 40,47	534,62 ± 41,62	9,58 ± 13,09	2,726 ± 0,45	3,190 ± 0,16
Asentamiento rural	Pirul	310,68 ± 40,47	387,07 ± 41,62	11,53 ± 13,09	2,958 ± 0,45	3,006 ± 0,16
Comercio y servicio	Pirul	395,44 ± 40,47	396,48 ± 41,62	14,16 ± 13,09	3,590 ± 0,45	3,064 ± 0,16
Asentamiento urbano	Pirul	578,92 ± 40,47	602,83 ± 41,62	27,07 ± 13,09	6,325 ± 0,45	4,105 ± 0,16
Minero	Pirul	273,03 ± 40,47	266,05 ± 41,62	135,79 ± 13,09	2,923 ± 0,45	2,803 ± 0,16

Tabla 5. Concentraciones de metales pesados en corteza condicionados por la temporada-especie ($p \leq 0,05$).**Table 5.** Heavy metal concentrations in bark conditioned by the season-species ($p \leq 0.05$).

Factor	Especie	Elemento (mg kg ⁻¹)				
		Al	Co	Cr	Cu	Ni
Temporada						
Verano 2009	Mezquite	365,00 ± 36,20	0,134 ± 0,02	0,666 ± 0,08	11,62 ± 1,31	487,37 ± 37,22
Otoño 2009	Mezquite	266,11 ± 36,20	0,085 ± 0,02	0,494 ± 0,08	10,42 ± 1,31	402,56 ± 37,22
Invierno 2010	Mezquite	286,33 ± 36,20	0,104 ± 0,02	0,451 ± 0,08	12,91 ± 1,31	324,71 ± 37,22
Primavera 2010	Mezquite	249,91 ± 36,20	0,069 ± 0,02	0,579 ± 0,08	10,21 ± 1,31	228,06 ± 37,22
Verano 2009	Pirul	393,02 ± 36,20	0,139 ± 0,02	0,724 ± 0,08	12,72 ± 1,31	431,27 ± 37,22
Otoño 2009	Pirul	504,96 ± 36,20	0,143 ± 0,02	0,993 ± 0,08	15,41 ± 1,31	686,14 ± 37,22
Invierno 2010	Pirul	319,98 ± 36,20	0,147 ± 0,02	0,571 ± 0,08	12,30 ± 1,31	383,14 ± 37,22
Primavera 2010	Pirul	279,80 ± 36,20	0,097 ± 0,02	0,536 ± 0,08	8,54 ± 1,31	249,08 ± 37,22

En el análisis de componentes principales, cuatro componentes explicaron 90% de la varianza acumulada en los datos originales (41,2; 32,8; 10,9 y 5,4%) obtenidos en los once metales pesados analizados. Con el CP1 y CP2 se construyó el diagrama de dispersión, que explicó en conjunto 73% de la variabilidad en los datos originales.

En la figura 2 se presenta la distribución de los datos considerando los dos primeros ejes de variación.

El uso de suelo minero y la corteza perteneciente a *S. molle* tuvieron mayor incidencia en la variabilidad de los datos.

Por otra parte, 17 muestras aparecen alejadas del eje de intercepción, destacándose la muestra

117 perteneciente a *S. molle*, uso de suelo minero y de la temporada de otoño, sobresaliendo concentraciones de 464,25 mg kg⁻¹ en Al; 24,34 mg kg⁻¹ en As; 0,910 mg kg⁻¹ en Co; 55,95 mg kg⁻¹ en Cu; 17,695 mg kg⁻¹ en Cd, 0,699 mg kg⁻¹ en Cr; 400,5 25 mg kg⁻¹ en Ni, 258,25 mg kg⁻¹ en Pb, 4,165 mg kg⁻¹ en Ti, 3,34 mg kg⁻¹ en V, 107,0 mg kg⁻¹ en Zn y la muestra 54 perteneciente a *S. molle*, uso de suelo asentamiento urbano y de la temporada de verano. Ésta presentó valores altos de los elementos, siendo de 1515,25 mg kg⁻¹ de Al; 17,71 mg kg⁻¹ de As; 0,502 mg kg⁻¹ de Co; 19,29 mg kg⁻¹ de Cu; 2,13 mg kg⁻¹ de Cd; 2,09 mg kg⁻¹ de Cr; 1113,0 mg kg⁻¹ de Ni; 86,02 mg kg⁻¹ de Pb; 20,41 mg kg⁻¹ de Ti; 6,84 mg kg⁻¹ de V; 148,53 mg kg⁻¹ de Zn.

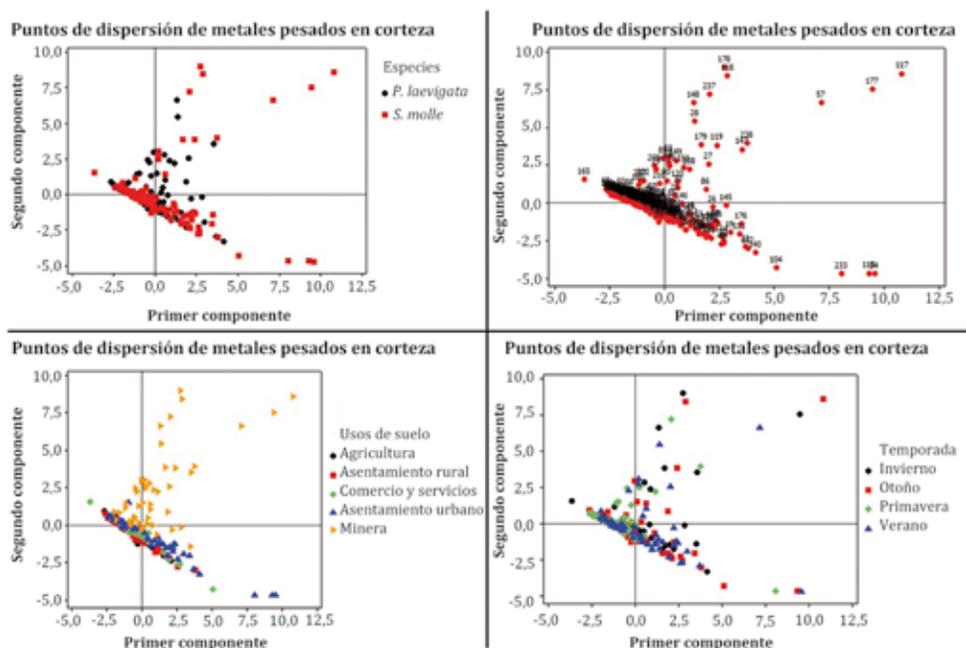


Figura 2. Puntos de dispersión derivados del análisis de componentes principales considerando usos de suelo, especies y temporadas.

Figure 2. Point of dispersion derived from principal component analysis considering land use, species and seasons.

Las características del entorno ambiental en términos de suelo, capacidad de los árboles para retener y los factores de uso de suelo pueden implicar variaciones en concentraciones de metales pesados de las cortezas de árboles (24).

En la figura 3 se presenta el dendrograma considerando la concentración de metales pesados en corteza, donde los valores más altos de similitud fueron entre Al y Ti con 96,93% y Zn y Cd con 96,76%.

CONCLUSIONES

Se demuestra el potencial indicador de la corteza de *P. laevigata* y *S. molle* para evaluar metales pesados. Considerando las concentraciones promedio, el orden de importancia resultó Ni>Al>Zn>Pb>Cu>As>Ti>V>Cd>Cr>Co. El factor especie condi-

cionó ocho de los elementos evaluados (Al, As, Co, Cd, Cr, Ni, Pb y Ti), resultando la corteza de *S. molle* más eficiente en la acumulación. La temporada condicionó las concentraciones de seis elementos (Al, Cu, Cr, Co, Ni y Ti), siendo en otoño donde se presentaron las mayores concentraciones de cinco de estos elementos. De la misma forma, el factor uso de suelo condicionó significativamente las concentraciones de diez elementos en las cortezas (Al, Co, Cr, Ni, Ti, V, Cu, Cd, Zn y Pb), destacando el impacto del uso urbano y minero. Esto a su vez, puede estar relacionado con diversas asociaciones o similitudes entre los elementos evaluados, principalmente destacan Al con Ti y Zn con Cd. Se evidenció el potencial de la corteza de las especies evaluadas como bioindicadoras de la contaminación ambiental.

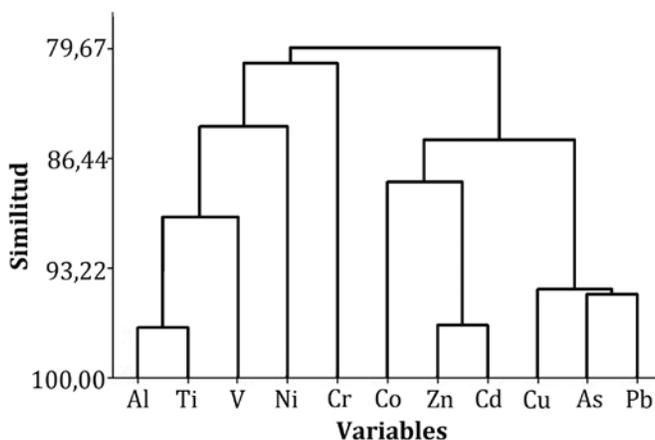


Figura 3. Dendrograma derivado de la distancia del coeficiente de correlación entre los metales estudiados en corteza de árboles.

Figure 3. Dendrogram derived from the distance of correlation coefficient between the studied metals in barks trees.

BIBLIOGRAFÍA

1. Akan J. C.; Lawan Bukar Inuwa; Zaynab Muhammad Chellube; Babagana Lawan. 2013. Heavy metals in leaf, stem bark of neem tree (*Azadirachta indica*) and Roadside Dust in Maiduguri Metropolis, Borno State, Nigeria. *Environment and Pollution*. 2: 1: 88-95.
2. Alcalá, J. J.; Rodríguez, J. C.; Tiscareño, I. M.; Hernández, A.; Tapia, J. J.; Lara, J. L.; Ávila, C. 2010. Corteza de *Prosopis laevigata* y *Schinus molle* como bioindicador de contaminación atmosférica en cinco usos de suelo, San Luis Potosí, México. *Multequina*. 19:33-41.
3. Alcalá, J. J.; Rodríguez, R. O. J.; Villaseñor, Z. M. E.; Hernández, M. A.; García, A. M. E.; Beltrán, M. F. A.; Rodríguez, F. H. 2013. Vegetación bioindicadora de metales pesados en un sistema semiárido. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. Argentina*. 45(1): 27-42.
4. Alcalá-Jáuregui, J. A.; Rodríguez Ortiz, J. C.; Hernández Montoya, A.; Villarreal-Guerrero, F.; Cabrera Rodríguez, A.; Beltrán Morales, F. A.; Díaz Flores, P. E. 2014. Heavy metal contamination in sediments of a riparian area in San Luis Potosi, Mexico. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. Argentina*. 46(2): 203-221.
5. Ataabadi, M.; Hooadi, M.; Najafi, P. 2010. Heavy metals biomonitoring by plants grown in an industrial area of Isfahan Mobarakeh Steel Company. *Journal of Environmental Studies*, 35:52:25-27.
6. ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades). 2004. Cobalto (Cobalt) CAS # 7440-48-4. División de Toxicología y Medicina Ambiental ToxFAQs, Departamento de Salud y Servicios Humanos. Estados Unidos. Servicio de Salud Pública.
7. ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades). 2004. Cobre (Copper) CAS # 7440-50-8. División de Toxicología y Medicina Ambiental ToxFAQs, Departamento de Salud y Servicios Humanos. Estados Unidos. Servicio de Salud Pública.
8. ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades). 2005a. Níquel (Nickel) CAS # 7440-02-0. División de Toxicología y Medicina Ambiental ToxFAQs, Departamento de Salud y Servicios Humanos. Estados Unidos. Servicio de Salud Pública.
9. ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades). 2005b. Cinc (Zinc) CAS # 7440-66-6. División de Toxicología y Medicina Ambiental ToxFAQs, Departamento de Salud y Servicios Humanos. Estados Unidos. Servicio de Salud Pública.
10. ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades). 2007. Plomo (Lead) CAS # 7439-92-1. División de Toxicología y Medicina Ambiental ToxFAQs, Departamento de Salud y Servicios Humanos. Estados Unidos. Servicio de Salud Pública.
11. ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades). 2007. Arsénico. (Arsenic) CAS # 7440-38-2. División de Toxicología y Medicina Ambiental ToxFAQs, Departamento de Salud y Servicios Humanos. Estados Unidos. Servicio de Salud Pública.
12. ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades). 2008. Aluminio (Aluminum) CAS # 7429-90-5. División de Toxicología y Medicina Ambiental ToxFAQs, Departamento de Salud y Servicios Humanos. Estados Unidos. Servicio de Salud Pública.
13. ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades). 2012. Vanadio CAS # 7440-62-2 (Vanadium). División de Toxicología y Medicina Ambiental ToxFAQs, Departamento de Salud y Servicios Humanos. Estados Unidos. Servicio de Salud Pública.
14. ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades). 2012. Cromo CAS # 7440-47-3 (chromium). División de Toxicología y Medicina Ambiental ToxFAQs, Departamento de Salud y Servicios Humanos. Estados Unidos. Servicio de Salud Pública.
15. Cameron, R. E. 1992. Guide to site and soil description for hazardous waste site characterization. Volume 1: Metals. EPA (Environmental Protection Agency). Environmental Monitoring Systems Laboratory - Las Vegas Office Of Research And Development EPA/600/4-91/029.
16. Davami A. H.; Gholami, A. 2012. Biomonitoring of heavy metals in environment by button mangrove plant. International Conference on Nuclear Energy, Environmental and Biological Sciences (ICNEEBS'2012) Bangkok (Thailand).

17. Eisa, S. A. I. 2009. Tolerance of some plants to heavy metals. *American-Euroasian J. Agric. & Environ.Sci.* 5:5:689-695.
18. Grondona, S. I.; Martínez, D. E.; Benavente, M.; Gonzalez, M.; Massone, H. E.; Miglioranza, K. S. B. 2013. Determinación de parámetros hidráulicos en columnas experimentales de suelos del sudeste de la provincia de Buenos Aires. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. Argentina.* 45(2): 115-127.
19. Hoodaji, M.; Ataabadi, M.; Najafi, P. 2012. Biomonitoring of airborne heavy metal contamination, air pollution - Monitoring, modelling, health and control, Dr. Mukesh Khare (Ed.). InTech, Available in: <http://www.intechopen.com/books/air-pollution-monitoring-modellinghealth-and-control/biomonitoring-of-airborne-heavy-metal-contamination>
20. INEGI. 2009. Anuario Estadístico de San Luis Potosí 2009. Disponible en: www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/sistemas/sisnav/.
21. INEGI. 2014. Anuario estadístico y geográfico de San Luis Potosí 2014. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 573 p.
22. Lippo, H.; Poikolainen, J.; Kubin, E. 1995. The use of moss, lichen and pine bark in the nationwide monitoring of atmospheric heavy metal deposition in Finland. *Water, Air and Soil Pollution.* 85: 2241-2246
23. Majolagbe, A. O.; Paramole A. A.; Majolagbe H. O.; Oyewole; Sowemimo, O. M. O. 2010. Concentration of heavy metals in tree barks as indicator of atmospheric pollution in Oyo Town, Southwest, Nigeria. *Archives of Applied Science Research.* 2(1):170-178.
24. Oklo, D. A.; Asemave, K. 2012. Heavy metal contents of tree barks as indicator of pollution in Makurdi Metropolis, Benue State-Nigeria. *International Journal of Toxicology and Applied Pharmacology.* 2(4): 45-48.
25. Pais, I.; Benton, J. J. 1997. *The handbook of trace elements.* St. Lucie Press. 223 p.
26. Perelman, P.E.; Castro, M.A.; Navarro, L. E.; Rechi, M.; Arriaga, M.; López, S.; Martínez Carretero, E.; Faggi, A. 2006. Análisis multielemental de cortezas de fresno (*Fraxinus pennsylvanica*) a lo largo de un gradiente urbano-periurbano en la metrópolis de Buenos Aires. *Rev. Mus. Argentino. Cienc. Nat. n. s.* 8(2): 231-236.
27. 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.
28. Plan Municipal de Desarrollo 2009-2012. San Luis Potosí. H. Ayuntamiento de San Luis Potosí. 101 p.
29. Rico-Rodríguez, M.A.; Prieto-García, F.; Román-Gutiérrez, A.D.; Otazo-Sánchez, E.M.; Acevedo-Sandoval, O. A. 2013. Caracterización de tres suelos en Hidalgo y Querétaro, México: disponibilidad y daño tóxico por arsénico en garbanzo (*Cicer arietinum* L.). *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. Argentina.* 45(1): 225-246.

AGRADECIMIENTOS

Al PRODEP y PROFOCIE 2014.