

Análisis multielemental de cortezas de fresno (*Fraxinus pennsylvanica*) a lo largo de un gradiente urbano-periurbano en la metrópolis de Buenos Aires

P. E. PERELMAN^{1,5}, M. A. CASTRO², L. E. NAVARRO¹, M. RECHI², M. ARRIAGA¹,
S. LÓPEZ², E. MARTÍNEZ CARRETERO³ & A. FAGGI^{1,4}

¹Museo Argentino de Ciencias Naturales CONICET, Av. Angel Gallardo 470 C1405DJR, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. ²Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Pabellón II, 4to piso, - (C1428EAH) - Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires - Argentina. ³Centro Regional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CRICYT) - CONICET. Dr. Adrián Ruiz Leal s/n^o - Pque. Gral. San Martín - C.C. 131 - Mendoza - Argentina. ⁴Universidad de Flores - UFLO - Nazca 274 - C1406DOF- Ciudad Autónoma de Buenos Aires - Argentina. ⁵Facultad de Farmacia y Bioquímica (FFYB) - Cátedra de Farmacognosia - Junín 951, Ciudad Autónoma de Buenos Aires - Argentina. E-mail: afaggi@macn.gov.ar, patriperelman@macn.gov.ar

Abstract: Multielemental analysis of *Fraxinus pennsylvanica* bark along an urban to periurban gradient in Buenos Aires metropolis. In Buenos Aires metropolitan area a multielemental analysis of bark samples of *Fraxinus pennsylvanica* have been performed. The samples were analysed using ICP-OES. The resulting data have been treated by an ANOVA and by an ordination technique based on reciprocal averaging (Detrended Correspondence Analysis). The results allow us to confirm that the major contamination source is of geogenic origin with the presence of Ba, Al, Mg and Fe being principal soil components carried out by wind. Also part of these elements and the presence of Cr, Zn, Pb, Mg and Ni in the urban areas indicate anthropogenic influence and are suspected to be associated to vehicle and related economic activities. The periurban area is characterised by major values of Ba and Cu linked to the maintenance of swimming pools, fungicides and biomass combustion.

Key words: bark, chemical elements, air pollution

Las cortezas de diferentes especies arbóreas son empleadas como receptores pasivos de contaminación atmosférica por sus bondades para retener material particulado y sustancias gaseosas. Su capacidad de acumulación de contaminantes varía según la rugosidad de su superficie (Steubing *et al.*, 2002). Si bien las cortezas son utilizadas menos frecuentemente que los musgos, líquenes y las bromeliáceas epífitas (Jasan *et al.*, 2004), presentan dos ventajas relevantes: facilidad de muestreo (Böhm *et al.*, 1998) y mayor disponibilidad del recurso, especialmente en el entorno urbano donde los árboles son muy utilizados para sombra y en parquizaciones.

Panichev & McCrindle (2004) realizaron estudios de polución ambiental en el Parque Nacional Krüger y encontraron que el polvo, los líquenes y las cortezas retenían metales en cantidades proporcionales a las del aire, indicando niveles de polución atmosférica más certera que los pastos u hojas de los árboles. Por esta razón,

podrían ser usados como indicadores de contaminación atmosférica.

La presencia de elementos químicos en las cortezas ocurre principalmente por: deposición seca, impacto de partículas transferidas por el viento y por translocación en la planta (Bargagli, 1998). Walkenhorst *et al.* (1993), Bellis *et al.* (2003) y Spangenberg *et al.* (2002) señalaron que los niveles de contaminantes acumulados en cortezas reflejan niveles de polución ambiental. Dion *et al.* (1993) demuestran que las concentraciones de aluminio en cortezas presentan un patrón dependiente de la distancia a refinerías, estaciones de combustible y áreas de tránsito vehicular.

En Argentina, el análisis de acumulación de elementos en cortezas se encuentra en sus inicios. Existen algunos antecedentes, como lo reportado por Pla *et al.* (2000) quienes comparan resultados obtenidos con líquenes y cortezas de *Platanus acerifolia* (Ait.) Willd., en las ciudades de Buenos Aires y Junín (Prov. de Buenos Aires). La abundancia de elementos encontrados en

Buenos Aires se debe a las actividades antropogénicas, como tránsito vehicular y quema de residuos. Concluyen además, que los valores de elementos obtenidos por medio de cortezas, coinciden con los que se reportan al utilizar líquenes.

Castro *et al.* (inédito), emplean cortezas de ciprés en el monitoreo de aire en estudios de áreas periurbanas de las provincias de Buenos Aires y Córdoba, concluyendo que la corteza de ciprés constituye un potencial biomonitor para detectar Ti, Hg, Cr y Zn entre otros.

El objetivo del presente trabajo es identificar los elementos químicos presentes en cortezas de fresno americano (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall), asociándolo al uso de la tierra y actividades desarrolladas y comparar áreas urbanas y periurbanas de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. La elección del fresno se debió a que es la especie dominante en el arbolado urbano de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, donde representa el 48 % del arbolado de alineación. Por otro lado, es una especie muy frecuentemente usada en distintas ciudades argentinas y en los países limítrofes. Además, la corteza de fresno se caracteriza por presentar fisuras longitudinales y transversales, medianamente profundas, que delimitan escamas de contorno rectangular a irregular y superficie rugosa. Esta característica facilita la retención del material particulado atmosférico adsorbido en superficie. Asimismo, el pH medido de la corteza de fresno, aproximadamente neutro, constituye una condición adicional recomendada para la elección adecuada de un biomonitor (Steubing *et al.* 2002).

MATERIALES Y METODOS

Las muestras de corteza de fresno (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall) de 30 árboles, ubicados en tres áreas de la Ciudad de Buenos Aires y alrededores fueron colectadas a fines de marzo de 2005, luego de 7 días sin precipitaciones y con una temperatura media de 26 °C. Las áreas muestreadas, se disponen a lo largo de un gradiente de urbanización y de tránsito vehicular, decreciente del centro hacia el periurbano. Se denominaron: a) área centro, b) área barrial y c) área periurbana. En las áreas a y b se tomaron muestras de corteza de árboles del arbolado de alineación. En el periurbano, los ejemplares seleccionados son componentes del parque y de la calle de acceso a un predio recreativo. En cada uno de los 3 sectores se seleccionaron 10 árboles maduros (30 en total), con un diámetro de tronco mayor a 30 cm a la altura del pecho (aproximadamente 1,30- 1,40 m del suelo). A dicha altura y

de la cara del fuste expuesta a la calle y al tránsito vehicular, se extrajo de cada árbol una muestra de corteza de 10 cm x 10 cm.

Área centro: Barrio Constitución, calle Humberto I N° 1151, 1352, 1384, 1417 y 1613 Muestra 1, 2, 3, 4 y 5, respectivamente; calle San José N° 904, 1062, 1082, 1160 y 1157: Muestras 6, 7, 8, 9 y 10, respectivamente.

Área barrial: Barrio de Flores, calle J. Bonifacio N° 3055, 3068: Muestras 11 y 12, respectivamente; Barrio de Floresta, calle J. Bonifacio N° 3140, 3366 y 3351: Muestras 13, 14 y 15 respectivamente; calle Ensenada N° 389, 444, 486, 479 y 408 Muestras 16, 17, 18, 19 y 20, respectivamente.

Área periurbana: Localidad Ezeiza, sobre calle de acceso a las piletas: Muestras 21 y 22 y Predio Recreativo de UPCN: Muestras 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29 y 30.

La Tabla 1 resume las diferencias entre las áreas según localización, distancia al área céntrica de la ciudad, densidad poblacional, actividades relevantes en cada área y posibles fuentes fijas y móviles del material particulado. Para determinar estas dos últimas, se realizó un relevamiento a pie de las potenciales fuentes de emisión fijas considerando estaciones de servicio, corralones de materiales, talleres mecánicos, gomerías, herrerías, etc., tomando un radio de 1000 m alrededor de los árboles muestreados.

Para las fuentes móviles se realizó un censo vehicular, simultáneamente en las tres áreas, registrando el número total de vehículos que transitaban por delante de los árboles muestreados, durante la mañana de un jueves, el cual según D' Angiola (2005) es el día con mayor tránsito en el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA).

Análisis de las muestras

Se digieren 2 gr de muestra en 30 ml de ácido nítrico (HNO₃). Se reducen hasta 5 ml por evaporación con calor y se lo lleva a volumen con agua destilada en matraz de 100 ml. Se filtró con papel de filtro banda negra. Los minerales se cuantificaron mediante un espectrómetro de emisión en plasma inductivamente acoplado (ICP-OES) operando en modo axial, marca Perkin Elmer modelo Optima 2000 DV.

El plasma óptico (ICP-OES) constituye una de las técnicas más empleadas para la determinación de vestigios metálicos. Para la identificación de elementos totales adsorbidos e incorporados en la corteza de los fresnos se aplicó la metodología ICP-OES. Esta técnica se ubica dentro de los métodos atómicos de emisión con plasma acoplado. Se basa en la medida de la radia-

Tabla 1. Características de los lugares de muestreo

Lugar Número de puntos de muestreo	Centro n=10	Barrial n=10	Periurbano n=10
Ubicación	Calle principal a 100-300 m de 2 autopistas y a 2,5 km de la usina termo-eléctrica de Costanera Sur	Calle principal a 1000 m de la autopista 25 de mayo	Calle de acceso. Área recreativa a 200 m de la calle, a 500 m de la Autopista, a 5 km del Aeropuerto Internacional
Distancia del área céntrica (km). Congreso km 0	1,5	8	35
Nº de potenciales fuentes de emisión fijas	283	137	10
Nº de vehículos/min	8,22 v/min	3,65 v/min	0 v/min en el área recreativa; 6 v/min en la ruta de acceso
Uso de la tierra	Uso comercial, financiero y barrial.	Uso barrial, en menor medida comercial.	Forestación, área de uso recreativo
Densidad de población	Alta densidad 587 habitantes/ha	Densidad media 250 habitantes/ha	Baja densidad 5 habitantes/ha

ción emitida por los átomos de una muestra previamente excitada. Los plasmas acoplados inductivamente constituyen la fuente de excitación y la medición se realiza a través de espectrometría de emisión óptica (OES).

El análisis ICP-OES aplicado a las cortezas utilizó un plasma inductivamente acoplado por los siguientes 13 elementos: Al, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Ni, Pb, Sb, Zn.

Para cada una de las 3 áreas de estudio se analizaron 10 muestras de cortezas, efectuando en cada análisis, 3 determinaciones, en el Departamento de Química Aplicada de CITEFA (Instituto de Investigaciones Científicas y Técnicas de las Fuerzas Armadas - Ministerio de Defensa).

Los datos obtenidos fueron evaluados por análisis de varianza (ANOVA), test de Tuckey, mediante el programa estadístico Statgrafic 6.0. Se estableció 95 % como nivel de significancia estadística.

RESULTADOS Y DISCUSION

El estudio realizado mediante ICP-OES detectó la presencia de Al, Cr, Ba, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb

y Zn y la ausencia o valores por debajo del límite de detección de los elementos Cd, Hg y Sb (Tabla 2).

Aluminio y hierro muestran valores significativos mayores en el área barrial respecto de las otras dos, que podría deberse en parte a partículas de suelo o de polvo transportadas por el viento en situaciones de mayor ventilación por edificación más baja. En ambos elementos es posible atribuir además, un origen antropogénico, especialmente en el área barrial donde los valores son significativamente mayores.

El *aluminio* puede provenir de la combustión del carbón (Gómez *et al.*, en prensa), del desgaste de materiales de construcción eléctrica, así como de recubrimientos de techos.

El *hierro* es un elemento que se encuentra en la superficie del suelo y es producto de la actividad antropogénica. Las fuentes podrían deberse a la alta presencia de construcciones (edilicias y viales), talleres mecánicos de chapa y pintura de automóviles, herrerías y al tránsito vehicular por desgaste mecánico natural y aditivos, coincidiendo con conclusiones aportadas por Fujiwara *et al.* (2006) para Buenos Aires y Figueiredo *et al.* (en prensa) para San Pablo.

Tabla 2. Valores medios en mg/kg y desviación estándar (\pm) de los distintos elementos determinados en la corteza de fresno mediante espectrometría de emisión óptica. Las diferencias significativas entre los elementos se indican con letras diferentes.

	Centro	Barrial	Periurbano
ELEMENTO	n:10	n:10	n:10
Aluminio	258 \pm 100,27	634,8 \pm 127,02 ^a	346 \pm 61,32
Hierro	257,22 \pm 135,66	626,6 \pm 105,6 ^a	332,63 \pm 30,67
Magnesio	1496,11 \pm 373,36	1728,5 \pm 336,98	737,3 \pm 28,12 ^a
Bario	77 \pm 21,51 ^a	50,63 \pm 19,03 ^b	226,3 \pm 20,03 ^c
Cromo	16,13 \pm 1,5 ^a	5,57 \pm 4,13	4,2 \pm 1,5
Cobre	17,28 \pm 1,64	27,43 \pm 10,41	141,49 \pm 40,65 ^a
Manganeso	22,1512 \pm 5,66	20,65 \pm 6,8	10,43 \pm 0,93 ^a
Plomo	6,38 \pm 6,15	14,10 \pm 5,58 ^a	5,04 \pm 2,96
Zinc	29,17 \pm 7,16	34,34 \pm 3,66	14,94 \pm 0,14 ^a
Níquel	1,64 \pm 0,83	3,35 \pm 0,39 ^a	2,13 \pm 1,90

Los valores de *bario* resultaron significativamente diferentes en las tres áreas. El Ba es un elemento constitutivo del suelo, pero también resulta de la quema de combustibles (aditivos) y de carbón. Es probable que las mayores concentraciones de Ba del periurbano estén relacionadas con el empleo de gasoil en vehículos y máquinas cortadoras de césped, ya que este elemento se adiciona al gasoil para reducir la producción de humo de la combustión (Figueiredo *et al.* en prensa). Además, pueden asociarse a también la quema frecuente de carbón en los numerosos clubes allí localizados, al transporte aeronáutico y a las actividades relacionadas por la cercanía del Aeropuerto Internacional de Ezeiza.

En el área barrial se registraron valores de *plomo* mayores a lo esperado, ya que superan significativamente, a los observados en el centro y en el periurbano. Según Bacon *et al.* (2005) más del 80 % del Pb proviene de deposición atmosférica. El Pb a pesar de ser insoluble en agua, presenta solubilidad en soluciones amoniacales y la influencia de la napa freática superficial (3 m de profundidad) pudiera ser relevante para entender esta diferencia (Fujiwara *et al.*, 2006). Koeppe (1981) demostró que el Pb puede ser absorbido a través del sistema radicular, aumentando la concentración del mismo en las hojas. Los valores de plomo encontrados en las cortezas de *Fraxinus pennsylvanica* en las tres áreas muestreadas son bajos con respecto a los valores bibliográficos reportados por Ballach *et al.* (2002), quienes analizaron este elemento en *Fraxinus excelsior* en Frankfurt, Alemania y encontraron entre 150 y 225 ppm considerados como valores excesivamente elevados.

Los valores más altos de *manganeso* del área céntrica y barrial podrían estar relacionados con la proximidad de la central eléctrica, talleres mecánicos del automóvil y el tránsito. El compuesto MMT (metilciclopentadienilmanganeso) es un aditivo usado como antichoque en las naftas sin plomo, está aprobado su uso en Argentina y se anticipa que sus valores aumentarán en el ambiente urbano en los próximos años (Lytle *et al.*, 1995). Su combustión libera al aire fosfatos y sulfatos de manganeso (WHO, 2004).

El *cromo* es significativamente mayor en el centro. Este elemento es liberado a la atmósfera a través de la incineración de basura y de la combustión del carbón. Además, está asociado a las herrerías, talleres varios, de galvanizado, fábricas de calzado, curtiembres y emisiones del tránsito vehicular (Fujiwara *et al.*, 2006).

El valor del *cobre* del periurbano supera significativamente a las otras dos áreas. Las posibles fuentes de emisión serían actividades antropogénicas, tratamiento de los natatorios (SO₄Cu) y conservantes de la madera. (Wong *et al.*, 2006)

El *zinc* es significativamente mayor en las áreas urbanas, probablemente debido a las emisiones del tránsito vehicular, en particular los caños de escape del parque automotor, a la producción de aceites lubricantes, las actividades antropogénicas e industriales. (Figueiredo *et al.*, en prensa 2006; Fujiwara *et al.*, 2006).

La presencia de *níquel* (Ni) podría ser atribuible a desechos industriales (Birke & Rauch 2000). Se debe señalar que los contenidos de níquel en el suelo del área barrial son mayores y

Tabla 3. Valores propios obtenidos en fresno en relación a otras cortezas.

Elemento	Fresno ¹ Buenos Aires Presente trabajo	Plátano ² Buenos Aires (Pla et al., 2000)	Roble europeo ² Bohemia (Bohm et al., 1998)	<i>Quercus petraea</i> ^{***} Rumania (Rusu et al., 2006)
	Max / Min			
Al	891 / 122	<i>s/d</i>	<i>16180/97</i>	<i>667/76</i>
Ba	251 / 26,8	<i>208/57</i>	<i>4,3/-</i>	<i>195/45</i>
Cr	19,7/1,4	<i>3,72/0,34</i>	<i>169,2/-</i>	<i>s/d</i>
Cu	192 / 8,5	<i>s/d</i>	<i>1,7/-</i>	<i>3/851</i>
Fe	950 / 161	<i>1628/122,1</i>	<i>12020/99</i>	<i>4321/55</i>
Mg	2730 / 626	<i>s/d</i>	<i>645/-</i>	<i>450/147</i>
Mn	25,5 / 7,9	<i>s/d</i>	<i>2246/28</i>	<i>538/102</i>
Ni	4,08 / 0,62	<i>s/d</i>	<i>100/0,057</i>	<i>s/d</i>
Pb	19,2 / 11,6	<i>s/d</i>	-	<i>14110/7</i>
Zn	36,9 / 13,2	<i>46,2/7,17</i>	<i>413,2/9,7</i>	<i>240/13</i>

Valores en *itálica* corresponden a datos bibliográficos.

*** Rumania, ciudad con contaminación industrial, anterior industria de procesamiento de cobre.

¹ determinado por ICP-OES

² determinado por activación neutrónica

³ determinado por ICP-AES

s/d sin determinar

difieren significativamente de las otras áreas (López et al., inédito, Faggi et al., 2006), confirmando la hipótesis del aporte geogénico.

En la tabla 3 se comparan valores propios y bibliográficos máximos y mínimos de los elementos analizados mediante ICP-OES. Se observa que los valores de Buenos Aires y alrededores, especialmente los máximos, son muy inferiores a los registrados en cortezas de roble en Bohemia (República Checa) (Böhm et al., 1998). Los elementos Ba y Zn analizados en las cortezas de plátano de la ciudad de Buenos Aires por Pla et al. (2000) presentan valores similares a los encontrados para fresno en este trabajo. Se puede observar que los valores hallados del elemento aluminio presentan mucha variación de una ciudad a otra y de una corteza a otra. La corteza de *Quercus petraea* en Rumania (Rusu et al., 2006) muestra valores máximos de Al, Ba, Cu, Mg, Fe, Pb, Zn y Fe inferiores a los obtenidos en este trabajo en fresno.

CONCLUSIONES

El contenido de elementos presentes en la corteza tiene contribución antropogénica y/o geogénica. Los elementos frecuentes en las arcillas del suelo como Fe, Al, Mg, Ba son los más abundantes encontrados en cortezas de fresno.

El análisis multielemental señala también la contribución que deviene de distintas actividades económicas y del transporte.

La metodología de análisis multidimensional de corteza confirma un patrón de distribución a lo largo del gradiente de urbanización centro-periurbano. En particular, para el área centro y barrial, los mayores valores de metales están asociados al tránsito y a las diversas actividades respectivas. A diferencia de las expectativas, el sector barrial presenta mayores valores de Pb con una probable influencia de la materia orgánica del suelo, en la solubilización del elemento, quedando potencialmente disponible para la vegetación. (Calmano et al., 1993). Ba y Cu, que se relacionan con actividades recreativas (combustión de carbón) y tratamiento de natatorios, diferencian al periurbano.

Podemos concluir que en Buenos Aires, similar a lo que ocurre en otras ciudades (Figueiredo et al., en prensa 2006; Lytle et al., 1995), los elementos Ba, Mn y Zn, emitidos por el tránsito vehicular, pueden ser considerados como nuevos indicadores de la contaminación ambiental producida por el tránsito, desplazando al Pb, ya que los valores de este último han disminuido en los últimos años por el incremento en el uso de las naftas con bajo contenido de plomo (Fujiwara et al., 2006).

AGRADECIMIENTOS

La presente contribución se enmarca en el proyecto PICT 14039 de la ANCyT. Se agradecen los aportes de dos revisores anónimos.

BIBLIOGRAFIA

- Bacon J., I. Hewitt & P. Cooper. 2005. Lead in grass in the Scottish uplands: deposition or uptake. *Journal of Environmental Monitoring* 7: 785-791.
- Ballach H. J., R. Wittig & S. Wulff. 2002. Twenty-five years of biomonitoring lead in the Frankfurt/Main area. *Environmental Science and Pollution Research Int.* 9:136-142.
- Bargagli, R. 1998. *Trace Elements in Terrestrial Plants. An Ecophysiological Approach to Biomonitoring and Biorecovery*. Springer Verlag, Berlín. 324 pp.
- Bellis D., K. Satake, K. Tsunoda & C. W. McLeod. 2003. Environmental monitoring of historical change in arsenic deposition with tree bark pockets. *Journal of Environmental Monitoring* 5 : 671-674.
- Birke M. & U. Rauch. 2000. Urban Geochemistry: investigation in the Berlin Metropolitan area. *Environmental Geochemistry and Health* 22 : 233-248.
- Böhm P., H. Wolterbeek, T. Verbung & L. Musilek. 1998. The use of tree bark for environmental pollution monitoring in the Czech Republic. *Environmental Pollution* 102: 243-250.
- Calmano W., J. Hong & U. Förstner. 1993. Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *Water Sci. Technol.* 28:223-235.
- Castro M. A., M. T. Alonso, A. De Magistris & R. Marques. (inédito). Contaminant accumulation in cypress barks Neutron Activation and SEM-EDX analysis.
- D'Angiola A. 2005. *Emisión de monóxido de carbono de vehículos carreteros: un inventario para el área metropolitana de Buenos Aires*. Tesis de grado para optar al Título de Ingeniera en Ecología de la Universidad de Flores. 162 pp.
- Dion M., S. Loranger, G. Kennedy, F. Gourchesne & J. Zayed, J. 1993. Evaluation of black spruce (*Picea mariana*) as a bioindicator of aluminium contamination. *Water, Air and Soil Pollution* 71: 29-41.
- Faggi A., S. López, P. Perelman, M. Rivara, & M. Castro. 2006. *Características edáficas y concentración de metales a lo largo de un gradiente de urbanización en Buenos Aires*. Actas de la XXII Reunión Argentina de Ecología 2006. Córdoba, p. 389.
- Figueiredo A. M. G., C. A. Nogueira, M. Saiki, F.M. Milian & M. Domingos (en prensa). Assessment of atmospheric metallic pollution in the metropolitan region of Sao Paulo, Brazil, employing *Tillandsia usneoides* L. as biomonitor. *Environmental Pollution*.
- Fujiwara F., M. Dos Santos, J. Marrero, G. Polla, D. Gómez, L. Dawidowski & P. Smichowski. 2006. Fractionation of eleven elements by chemical bonding from airborne particulate matter collected in an industrial city of Argentina. *Journal of Environmental Monitoring* 8: 1-10.
- Gómez D, M. Dos Santos, J. Marrero, F. Fujiwara, G. Polla, L. Dawidowski & P. Smichowski. (en prensa). Fractionation of metals and metalloids by chemical bonding from particles accumulated by electrostatic precipitation in an Argentine thermal power plant. *Microchemical Journal*.
- Jasan R., T. Verburg, T. Wolterbeek, R. Plá & M Pignata. 2004. On the use of the lichen *Ramalina celastri* (Spreng). Krong. & Swincs as an indicator of atmospheric pollution in the province of Córdoba, Argentina, considering both lichen physiological parameters and element concentrations. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 259: 93.
- Koepe D. E. 1981. *Lead: understanding the minimal toxicity of lead in plants. Effects of Trace Metals on Plant Function*. Applied Science, pp. 55-76. Lepp N.W. Publishers, London.
- López S., A. Faggi, P. E. Perelman, M. Rivara. & M. A. Castro. 2006. Características del suelo y concentración de metales pesados a lo largo de un gradiente de urbanización en Buenos Aires, Argentina. *Inédito*.
- Lytle C. M., B. N. Smith & C. Z. McKinnon. 1995. Manganese accumulation along Utah roadways: a possible indication of motor vehicle exhaust pollution. *The Science of the Total Environment* 162: 105-109.
- Panichev N. & R. I. Mc Crindle. 2004. The application of bio-indicators for the assessment of air pollution. *Journal of Environmental Monitoring* 6: 121-123.
- Pla R., M. Moreno & M. Adler. 2000. The use of biomonitors and neutron activation analysis in the study of air pollution of Buenos Aires City. *Proceedings of an international workshop BIOMAP, International Atomic Energy Agency*, Lisbon, Portugal 1997.
- Rusu A. M., G. C. Jones, P. D. J. Chimonides & O. W. Purvis. 2006. Biomonitoring using the lichen *Hypogymnia physodes* and bark samples near Zlatna, Romania immediately following closure of copper ore-processing plant. *Environmental Pollution* 143: 81-88.
- Spangenberg A., F. Hofmann & M. Kirchner. 2002. Determining the agricultural ammonia immission using bark bio-monitoring: comparison with passive sampler measurements. *Journal of Environmental Monitoring* 4: 865-869.
- Steubing, L., R. Godoy & M. Alberdi. 2002. *Métodos de ecología vegetal* 2002. Editorial Universitaria Santiago de Chile, 345 pp.
- Walkenhorst A., J. Hagemeyer & W. Breckle. 1993. Passive Monitoring of airborne pollutants, particularly trace metals with tree bark. In B. Market (ed.), *Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment* VCH. Weinheim, New York, Basel. Cambridge, pp. 523-540
- WHO World Health Organization 2004. *Manganese and its compounds: environmental aspects*. CICAD 63-37.
- Wong C. S., C. L. Xiangdong & I. Thornton. 2006. Urban Environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution* 142 : 1-16.