

**Este artículo puede ser usado únicamente para uso personal o académico. Cualquier otro uso requiere permiso del autor o editor.**

**El siguiente artículo fue publicado en *Latinmag Letters* 5(5): 1-16, 2015; y lo puede consultar en: <http://www.geofisica.unam.mx/LatinmagLetters/>**



ISSN: 2007-9656

# LATINMAG LETTERS

August 2015 - Volume 5 - Number 5  
LL15-0502Rs

RESEARCH PAPER

Published on behalf of the Latin American Association of Paleomagnetism and Geomagnetism by the Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México.

## **Caracterización magnética de polvo urbano y plantas de la Zona Metropolitana del Valle de México**

Ruben Cejudo, Avto Gogutchachvili, Francisco Bautista, Carmen Delgado, Patricia Quintana, Daniel Aguilar, Silvia Ramos, Juan Morales, Ana María Soler, Iris Cossio Pérez, Ángeles Hernández, Héctor López Loera.

16 pages, 9 figures, 4 Tables

Latinmag Letters can be viewed and copied free of charge at:  
<http://www.geofisica.unam.mx/LatinmagLetters/>

Papers contents can be reproduced meanwhile the source is cited



## Caracterización magnética de polvo urbano y plantas de la Zona Metropolitana del Valle de México

Cejudo, Ruben<sup>\*1,2,3</sup>, Goguitchaichvili, Avto<sup>2</sup>, Bautista, Francisco<sup>1,7</sup>, Delgado, Carmen<sup>1</sup>, Quintana, Patricia<sup>4</sup>, Aguilar, Daniel<sup>4</sup>, Ramos Silvia<sup>5</sup>, Morales, Juan<sup>1</sup>, Soler, Ana María<sup>2</sup>, Cossio-Pérez, Iris<sup>5</sup>, Hernández, Ángeles<sup>5</sup>, López-Loera, Hector<sup>6</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, LUGA-UNAM, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701 Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta C.P. 58190 Morelia Mich., México

<sup>2</sup> Instituto de Geofísica Unidad Michoacán, LIMNA-UNAM, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701 Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta C.P. 58190 Morelia Mich., México

<sup>3</sup> Instituto de Investigaciones Metalúrgicas, UMSNH, Gral. Francisco J. Múgica s/n, Felicitas del Río, 58030 Morelia, Mich., México

<sup>4</sup> Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional - Unidad Mérida, Yucatán. km 6 Antigua carretera a Progreso, Apdo. Postal 73, Cordemex, 97310, Mérida, Yucatán, México.

<sup>5</sup> Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Escuela de Biología, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México

<sup>6</sup> División de Geociencias Aplicadas, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A. C., San Luis Potosí, S. L. P., México.

<sup>7</sup> Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC, Campus Universitario 25, Espinardo 30100, Murcia España.

\* corresponding author e-mail: ruben@geofisica.unam.mx

Recibido: Junio 2014, Aceptado: Julio 2014, Publicado: Agosto 2015

**RESUMEN.** Investigaciones recientes han demostrado que los gases automotores contienen elementos potencialmente tóxicos, los cuales se acumulan sobre las superficies del suelo urbano (asfalto, cemento, empedrado, etc.) y se mezclan con el polvo urbano (PU). En este estudio se determinan los valores de umbrales magnéticos por medio de muestras de PU depositado en calles y hojas de plantas provenientes de zonas con diferentes tipos de usos del suelo de la Zona Metropolitana del Valle de México. Se colectaron 89 muestras de PU y un mismo número de muestras de hojas de *Ficus benjamina* de zonas con diferentes tipos de uso de suelo (habitacional, equipamiento, habitacional-comercial, espacios abiertos e industria).

Los parámetros magnéticos determinados fueron: susceptibilidad magnética específica másica ( $\chi_{if}$ ), porcentaje de la susceptibilidad dependiente de la frecuencia ( $\chi_{df}$  %), magnetización remanente isoterma a 700 mT ( $MRI_{0.7}$ ) y adicionalmente la concentración de Pb y Zn. Las curvas de magnetización vs campo magnético presentaron una saturación de la magnetización para campos magnéticos entre 200 a 300 mT y la fracción  $S_{-200}$  ( $S_{-200} = MRI_{0.2}/MRI_{0.7}$ ) presentó valores entre 0.7 a 1.0; este comportamiento es característico de muestras con minerales de baja coercitividad magnética (ferrimagnéticos). Las curvas termomagnéticas ( $\kappa$  vs T) de PU indican que la principal fase magnética es alrededor de 580 °C, lo que sugiere la presencia de titanio-magnetita pobre en Ti y magnetita. Las concentraciones de Pb y Zn presentan correlación estadísticamente aceptable con los parámetros magnéticos. Los análisis discriminantes en ambos tipos de muestras (agrupación por tipos de uso del suelo, las variables  $\chi_{if}$ ,  $\chi_{df}$  %,  $MRI_{0.7}$  y las concentraciones de Pb y Zn) dan un resultado menor al 50% en ambos casos. Por tanto, no es posible establecer diferencias significativas entre los tipos de uso de suelo, los parámetros magnéticos medidos y la concentración de Pb y Zn. La determinación de los valores umbrales magnéticos se obtuvo del polvo urbano con las menores concentraciones de Pb y Zn. Los valores umbrales para el PU fueron:  $MRI_{0.7} = 58 \text{ mA} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$  y  $\chi_{if} = 4.5 \mu\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ , en tanto que para las plantas fueron:  $MRI_{0.7} = 1.6 \text{ mA} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$  y  $\chi_{if} = 0.13 \mu\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ . Las representaciones espaciales de los valores umbrales de  $MRI_{0.7}$  de PU y plantas revelaron que las zonas de la parte central y sureste de la Zona Metropolitana del Valle de México son potencialmente peligrosas por su alta concentración de Pb o Zn.

**Palabras Claves:** Ambientimetría, polvo urbano, agregados magnéticos, magnetismo de rocas, contaminación urbana, Valle de México.

**ABSTRACT.** Recent investigations have demonstrated that motor-vehicle gas contains particles with potentially toxic elements. These contaminating particles accumulate on the soil surface or overlying material (asphalt, stone and concrete pavements) and they are usually mixed with urban dust. In this work we



determine the magnetic threshold values using urban dust and leave samples collected from different type of urban land-use soil along the metropolitan area of Mexico City and identify potentially dangerous areas considering potentially toxic elements. 89 urban dust samples deposited on the streets and same number of *Ficus benjamina* leaves were collected from different land-use zones (residential, equipment, residential-commercial, open space and industry).

The magnetic parameters determined were: mass specific magnetic susceptibility ( $\chi_{if}$ ), percentage frequency dependent susceptibility ( $\chi_{df}\%$ ), isothermal remanent magnetization at 700 mT ( $IRM_{0.7}$ ). Additionally the concentrations of Pb and Zn were also obtained. Isothermal remanence acquisition curves for dust samples yielded a saturation between 200 and 300 mT and  $S_{-200}$  ( $S_{-200} = MRI_{-0.2}/MRI_{0.7}$ ) fraction values were found between 0.7 to 1.0 - characteristic of samples with low magnetic coercivity minerals (ferrimagnetics). The  $\kappa$  vs T curves indicate the main magnetic phase about 580 °C which attests the presence of Ti-poor titanomagnetite or almost pure magnetite. The Pb and Zn concentrations show acceptable statistically correlation with magnetic parameters. Discriminant analyzes in both types of samples gave values low than 50% in both cases. Therefore, it is not possible to attest the significant differences between measured magnetic parameters, concentration of Pb and Zn and soil type. The threshold values for urban dust were  $IRM_{0.7} = 58 \text{ mAm}^2 \text{ kg}^{-1}$  and  $\chi_{if} = 4.5 \text{ } \mu\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}$  while the plant threshold values were:  $IRM_{0.7} = 1.6 \text{ mAm}^2 \text{ kg}^{-1}$  and  $\chi_{if} = 0.13 \text{ } \mu\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}$ . Spatial representations of these threshold values revealed that zones from central and southeast of Valle de Mexico Metropolitan Zone are the most potentially dangerous areas considering their high concentration of Pb and Zn

**Keywords:** *Environmetrics, urban dust, magnetic aggregate, rock-magnetism, urban pollution, Mexico Valley.*

## 1. Introducción

La Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) es una megalópolis con más de 20 millones de habitantes y tiene una área aproximada de 8,000 km<sup>2</sup>, la densidad poblacional es de 2,500 habitantes km<sup>-2</sup> (Eibenschutz, 2010; SEDESOL, 2012; INEGI, 2014). La ZMVM tiene una tasa de crecimiento poblacional ~1.6%, la diseminación de asentamientos urbanos desorganizada trae como consecuencia cambios en el uso de suelo. Los patrones de movilidad de la ZMVM son severamente afectados y se incrementan los congestionamientos vehiculares; estos cambios impactan de forma negativa el medio ambiente, ya que hay una emisión de partículas que afectan la calidad del aire y que afecta la salud de los habitantes (GODF, 2013; SEDEMA, 2014). La ZMVM cuenta con un sistema de monitoreo atmosférico para la calidad del aire a cargo de la Secretaria del Medio Ambiente del Distrito Federal (SEDEMA) (SMA, 2014). Un análisis realizado del 2007 al 2012 dio como resultado que hay 170 días en promedio al año con mala calidad del aire para la ZMVM (SMA, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012). La principal fuente de emisión de partículas al ambiente es producida por los cuatro millones de automotores que circulan en la zona urbana de la ZMVM (GODF, 2013; FIMEVIC, 2014; SEDEMA 2014). La SEDEMA ha cuantificado que los gases emitidos por el transporte, la industria, las zonas habitaciones, comerciales y de servicios, contienen grandes cantidades de partículas menores a 10  $\mu\text{m}$ , lo cual representan un riesgo para la salud de los habitantes de la ZMVM (FIMEVIC, 2014; GODF, 2013; SMA, 2012; SEDEMA, 2014).

Las investigaciones realizadas en PU de diversas ciudades del mundo, revelan que el PU contiene elementos tóxicos (Cd, Cu, Pb, Zn, entre otros) y partículas ferromagnéticas/ferrimagnéticas (Matýsek *et al.*, 2008, Xia *et al.*, 2008; Morton-Bermea *et al.*, 2009; Bautista *et al.*, 2011, Aguilar *et al.*, 2011; 2012; 2013; Kanu *et al.*, 2014; Xia *et al.*, 2014; Dao *et al.*, 2014; Deepalakshmi, 2014; Fang *et al.*, 2014).

Las estaciones de monitoreo de la calidad del aire del Sistema de Monitoreo Atmosférico de la ZMVM son capaces de medir dióxido de azufre, monóxido de carbono, dióxido de nitrógeno, ozono, partículas suspendidas de 10  $\mu\text{m}$  (PM<sub>10</sub>) y 2.5  $\mu\text{m}$  (PM<sub>2.5</sub>), y sólo algunas estaciones son capaces de medir Pb (SEDEMA, 2014). El implemento de un sistema de monitoreo que determine la concentración de elementos tóxicos en polvo resulta costosa ya que emplea técnicas de análisis químico convencional (AA e ICP- MS, fluorescencia de rayos X), las cuales consumen demasiado tiempo y recursos. Por esta razón, los parámetros magnéticos son una opción de bajo costo para instrumentar planes de monitoreo de la contaminación por elementos



potencialmente tóxicos en el PU (Aguilar *et al.*, 2011, 2013).

En México, se han hecho estudios en muestras de suelo, PU y plantas que demuestran la relación entre los parámetros magnéticos y la concentración de diferentes elementos potencialmente tóxicos (Morton-Berman *et al.*, 2009; Qiao *et al.*, 2011; Aguilar *et al.*, 2013; Cejudo, *et al.*, 2015). Muchas de las investigaciones realizadas aún no han determinado un umbral magnético que permita identificar zonas potencialmente contaminadas, esta dificultad se debe a que dos localidades diferentes no siempre mantienen las mismas correlaciones entre parámetros magnéticos y concentración de elementos tóxicos (Kim *et al.*, 2007; Jordanova *et al.*, 2008; Yang *et al.*, 2010; Qiao *et al.*, 2011; Wang, 2013; Zhu *et al.*, 2013). Los parámetros magnéticos como una técnica de monitoreo indirecto para la determinación de concentración de ciertos elementos potencialmente tóxicos resulta ser una opción viable, ya que permite optimizar recursos y tiempos en una evaluación ambiental. La preparación y medición de una muestra por la técnica magnética consume poco tiempo y requiere de pocos insumos, esto hace que la técnica sea económica en comparación con las técnicas convencionales (Aguilar *et al.*, 2011, 2013). Sin embargo, se requiere hacer estudios para saber la correlación entre los parámetros magnéticos y los elementos potencialmente tóxicos para cada lugar, ya que dichos umbrales varían debido a la mineralogía del material con el cual se mezclan las partículas contaminantes.

Los parámetros magnéticos que más se utilizan para establecer correlaciones con la concentración de elementos potencialmente tóxicos son: susceptibilidad específica másica ( $\chi$ ), porcentaje de la susceptibilidad dependiente de la frecuencia ( $\chi_{df}$ %) y magnetización remanente isoterma (MRI) (Aguilar *et al.*, 2013; Zhu *et al.*, 2013; Kanu *et al.*, 2014).

El propósito de este estudio fue determinar valores umbrales magnéticos por medio de muestras de PU depositado en calles y plantas de diferentes usos de suelo con la finalidad de identificar áreas potencialmente peligrosas por concentración de elementos tóxicos en la Zona Metropolitana del Valle de México.

## 2. Área de estudio

El área de estudio se limitó a la zona urbana de ZMVM formando un polígono de muestreo de 2,500 km<sup>2</sup> entre las coordenadas UTM (14Q): X = 467,081.44 m a X = 505,434.79 m y Y = 2,135,020.84 m a Y = 2,164,965.33 m, Datum WGS84 (World Geodetic System of 1984 o Sistema Geodésico Mundial de 1984).

## 3. Muestreo y análisis químico de PU y plantas

El levantamiento de 89 muestras de PU de calle y plantas se efectuó en marzo de 2011, bajo las siguientes condiciones: temperatura promedio 17.2 °C, precipitación pluvial de 8.1 mm y velocidad promedio de 0.5 km h<sup>-1</sup> (SMN, 2014). El polígono de muestreo se dividió en celdas regulares de 3 ± 1 km para obtener sitios equidistantes de muestreo (muestreo sistemático). La clasificación por tipos de usos de suelo fue hecha de acuerdo con los planes de desarrollo urbano de la ZMVM. Los sitios se clasificaron posteriormente al levantamiento de muestras (muestreo aleatorio simple para uso de suelo). Todas las muestras se georeferenciaron en el sistema de coordenadas UTM WGS 84 zona 14Q (Fig. 1).

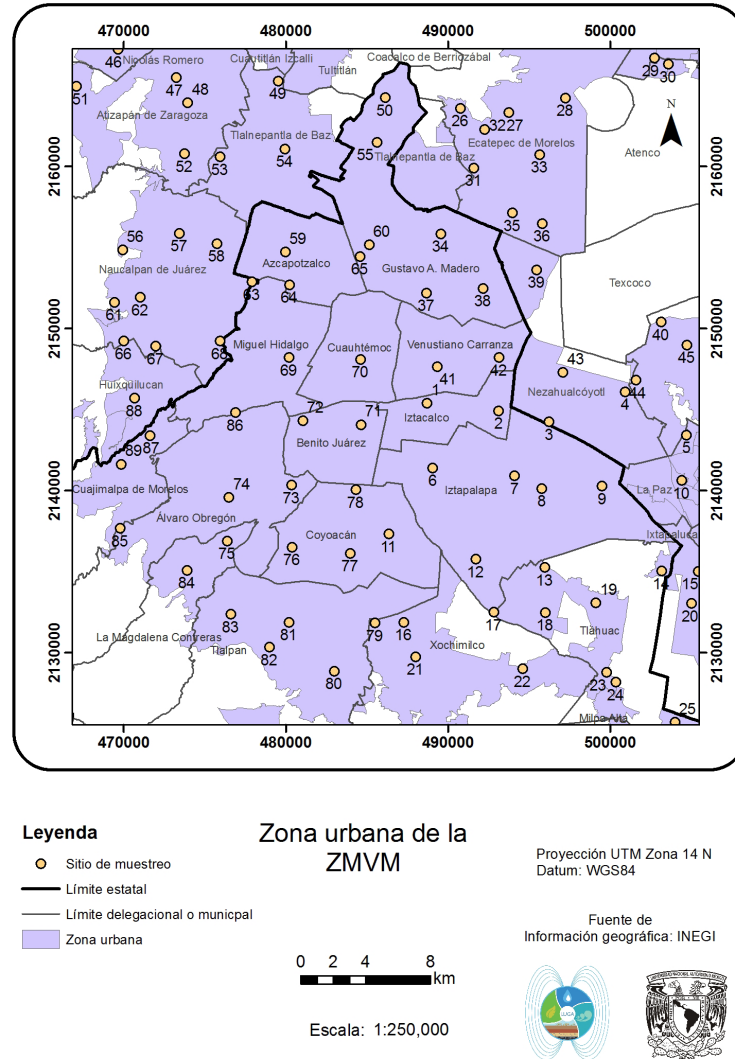
La muestra de PU se tomó de 1 m<sup>2</sup> sobre la calle, debajo de la banqueta, el material se colectó utilizando un recogedor de plástico y una brocha. Posteriormente, la muestra fue depositada en una bolsa de polipropileno con cierre. La muestra de PU se tamizó en una malla de plástico de 1 mm (malla N° 18) para retirar gravas y arenas gruesas, una preselección del material tamizado se colocó dentro de una caja de acrílico de 8 cm<sup>3</sup> ideal para efectuar mediciones magnéticas. Las concentraciones de Pb y Zn en las muestras de PU fueron hechas por espectrometría de fluorescencia de rayos-X en el CINVESTAV Mérida por medio de un espectrómetro Jordan Valley EX-6600 equipado con un detector de Si (Li), con un área activa de 20 mm<sup>2</sup> y resolución de 140 eV a 5.9 keV, operado a un máximo de 54 keV y 4800  $\mu$ A.

Por otra parte, se seleccionó la especie *Ficus benjamina*, ya que esta especie de árbol está ampliamente distribuida en la ZMVM y sus hojas secretan un látex capaz de fijar el polvo (Aguilar *et al.*, 2011). Una



muestra de planta estuvo conformada por 20 hojas maduras (2 x 4 cm), las cuales se cortaron con tijeras de podar a una altura de 2.0 m y se depositaron dentro de una bolsa de polipropileno con cierre.

Las muestras de hojas ese deshidrataron a temperatura de 70 °C por 84 h en un horno eléctrico, posteriormente se hizo una trituración, una sub-muestra de material triturado fue colocada dentro de una caja de acrílico de 8 cm<sup>3</sup> para realizar mediciones magnéticas. Las concentraciones de Pb y Zn en hojas se hicieron con un equipo de espectroscopía de emisión de plasma de argón acoplado inductivamente (ICP) marca Thermo Scientific instalado en el Laboratorio de Ciencias de la Tierra y Medio Ambiente del Centro de Investigaciones en Gestión de Riesgos y Cambio Climático-Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (Hannan, 2013).



**Figura 1.** Sitios de muestreo del área urbana de la Zona Metropolitana del Valle de México.

#### 4. Mediciones magnéticas

La susceptibilidad magnética ( $\kappa$ ) fue medida a 0.46 KHz ( $\kappa_{lf}$ ) y 4.65 KHz ( $\kappa_{hf}$ ) con un medidor de susceptibilidad magnética Bartington MS2B, los datos fueron empleados para calcular la susceptibilidad magnética másica  $\chi_{lf}$  ( $\chi_{lf} = \kappa_{lf} / \rho$ , donde  $\rho$  es la densidad), la cual permite estimar la concentración de minerales magnéticos presentes en la muestra. Por otra parte, se emplearon los datos de  $\kappa_{lf}$  y  $\kappa_{hf}$  para determinar el porcentaje de la susceptibilidad dependiente de la frecuencia ( $\chi_{df}\% = ((\kappa_{lf} - \kappa_{hf}) / \kappa_{lf}) * 100$ ); parámetro que permite detectar la presencia de minerales ferrimagnéticos superparamagnéticos (SP) ultra finos < 30 nm (Dearing, 1999; Evans y Heller, 2003). La identificación de los portadores magnéticos se hizo mediante la medición de la susceptibilidad magnética ( $\kappa$ ) en función de la temperatura (T). Esta prueba se efectuó por



medio de un medidor de susceptibilidad Bartington (MS2WFP) equipado con horno (MS2WF), en donde la muestra fue calentada desde temperatura ambiente hasta 700 °C, a una razón de calentamiento de 10 °C min<sup>-1</sup>; posteriormente, la muestra se enfrió con la misma razón de cambio. Los cambios de fase en las curvas termomagnéticas están relacionados con minerales magnéticos muy específicos (temperatura de Curie) permitiendo identificar los portadores magnéticos (Tauxe, 2008).

Las muestras fueron magnetizadas gradualmente en campos magnéticos continuos entre 25 a 700 mT con la finalidad de obtener una curva de magnetización vs campo magnético (curvas MRI) con la finalidad de determinar la contracción de minerales ferrimagnéticos presentes. Los campos magnéticos fueron aplicados por medio de un magnetizador de pulsos ASC IM-10 hasta 700 mT (MRI<sub>0.7</sub>), posteriormente, el valor de magnetización remanente isoterma a -200 mT (MRI<sub>-0.2</sub>) fue obtenido al aplicar un campo inverso de 200 mT a la muestra. El factor S<sub>-200</sub> fue determinado como:  $S_{-200} = \text{MRI}_{-0.2} / \text{MRI}_{0.7}$ , el cual permite determinar relativamente la relación entre materiales magnéticamente blandos y duros a partir de la coercitividad magnética en la muestra. Las magnetizaciones remanentes fueron medidas para todas las muestras en un magnetómetro de giro JR6A (AGICO) en el Laboratorio Universitario de Geofísica Ambiental (LUGA) del Instituto de Geofísica Unidad Michoacán.

## 5. Metodología para el análisis de datos

Los datos fueron clasificados de acuerdo con los tipos de uso de suelo de los planes de desarrollo urbano oficiales del Distrito Federal y Estado de México, como: habitacional (comprende todo tipo de edificaciones exclusivamente para el uso habitacional), habitacional-comercial (edificaciones para uso habitacional y comercio), equipamiento (instalaciones que sirve para satisfacer las necesidades comunitarias), industrial (desarrollo de actividades manufactureras) y espacios abiertos (zonas arboladas, zonas de pastos o arbustos) (SDU-ED, 2014; SEDUVI, 2014).

La estadística descriptiva se determinó para los dos tipos de muestras y los resultados se presentaron por tipos de usos de suelo. Un análisis determinante fue realizado para PU y plantas con el objetivo de determinar, si es posible hacer la distinción, los diferentes usos de suelo por medio de parámetros magnéticos y concentración de Pb y Zn. El análisis de regresión entre los parámetros magnéticos y concentración de elementos tóxicos (Pb y Zn) fue ejecutado para investigar la dependencia estadística entre las variables. Para ello se propuso un modelo de regresión lineal simple en el que se relaciona la concentración de Pb y Zn con los parámetros magnéticos. Las regresiones lineales simples con nivel de confianza del 95%, que fueron válidas para este trabajo fueron, el coeficiente de correlación:  $|CC| > 0.3$  y el valor estadístico  $p < 0.05$ . El umbral magnético se determinó a partir del modelo de regresión lineal simple y el valor promedio de las concentraciones de Zn de los tipos de usos de suelo. La determinación del umbral magnético para los PU considera el posible aporte litogénico; por tanto, el contenido de Zn en suelos de la ZMVM fue considerado. Los valores umbrales magnéticos se determinaron para  $\chi_{lf}$  y MRI<sub>0.7</sub>. Todos los cálculos fueron realizados por medio del software Statgraphic.

Los análisis geoestadísticos y las interpolaciones kriging indicador fueron hechos con el software GS+ versión 9 (Robertson, 2008). La representación espacial se desarrolló con el software Arcgis 9 (ESRI, 2004) empujando la proyección UTM zona 14N y datum WGS84.

## 6. Resultados y discusión

En el PU, los valores promedios fueron:  $\chi_{lf}$  de  $4.9 \pm 2.3 \mu\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ,  $\chi_{df}\%$  de  $1.6 \pm 1.2 \%$  y MRI<sub>0.7</sub> de  $62.9 \pm 27.6 \text{mAm}^2 \text{kg}^{-1}$ , la concentración de Pb de  $206.2 \pm 128 \mu\text{g g}^{-1}$  y Zn de  $321 \pm 150 \mu\text{g g}^{-1}$ . Actualmente no existe una norma en México para el PU ni plantas que establezca límites permisibles de concentración de elementos tóxicos, solo existe para suelos: Pb de  $400 \mu\text{g g}^{-1}$  y Zn de  $23,000 \mu\text{g g}^{-1}$  (SEMARNAT, 2007). Los tipos de usos de suelo para equipamiento, espacio abierto y habitacional mostraron valores promedios similares para  $\chi_{lf}$ ,  $\chi_{df}\%$  y MRI<sub>0.7</sub> (Tabla I). Las concentraciones de Pb y Zn presentaron alta dispersión para los tipos de uso del suelo (Tabla I). Los tipos de uso del suelo industrial y habitacional-comercial presentaron los valores más altos para IRM<sub>0.7</sub> y concentración de Pb y Zn.



**Tabla I.** Valor promedio de parámetros magnéticos y concentración de Zn y Pb en muestras clasificadas por tipos de uso de suelo de la ZMVM

Tipos de Uso del Suelo		N	$\chi_{if}$	$\chi_{df} \%$	$MRI_{0.7}$	Pb	Zn
Polvo	Equipamiento	13	4.6 ± 1.6	1.7 ± 0.8	58.9 ± 16.2	220 ± 133	311 ± 146
	Espacio abierto	3	4.6 ± 1.3	1.7 ± 1.1	57.8 ± 24.6	205 ± 6	363 ± 60
	Habitacional	59	4.6 ± 2.1	1.7 ± 1.3	58.2 ± 18.3	199 ± 135	304 ± 138
	Habitacional-comercial	12	6.6 ± 3.6	1.2 ± 0.8	90.7 ± 54.2	224 ± 94	403 ± 202
	Industrial	2	3.7 ± 0.6	2.1 ± 0.1	69.1 ± 5.5	223 ± 255	359 ± 242
Hoja	Equipamiento	13	0.1 ± 0.1	4.5 ± 8.5	2.2 ± 1.9	0.2 ± 0.3	1.0 ± 0.4
	Espacio Abierto	3	0.1 ± 0.1	1.3 ± 2.2	0.8 ± 0.8	0.0 ± 0.1	1.1 ± 0.3
	Habitacional	59	0.1 ± 0.1	1.7 ± 2.4	1.7 ± 1.0	0.1 ± 0.1	1.0 ± 0.5
	Habitacional-comercial	12	0.2 ± 0.2	2.0 ± 1.9	2.3 ± 1.8	0.1 ± 0.1	1.1 ± 0.3
	Industrial	2	0.3 ± 0.0	2.6 ± 3.7	4.1 ± 1.0	0.2 ± 0.1	1.8 ± 1.0

N es número de muestras;  $\chi_{if}$  en  $\mu m^3 kg^{-1}$ ,  $\chi_{df} \%$  en % y  $MRI_{0.7}$  en  $mAm^2 kg^{-1}$ ; Zn y Pb en  $\mu g g^{-1}$ .

Algunas muestras registran valores bajos de  $\chi_{if}$ ,  $MRI_{0.7}$  y concentración de Pb y Zn, esto puede estar relacionado con diversos factores, tales como: ambiental (viento, lluvia) o antrópico (poco tránsito, limpieza de calles, etc), que afectan la concentración de material. El análisis discriminante realizado con las variables de  $\chi_{if}$ ,  $\chi_{df} \%$ ,  $MRI_{0.7}$ , concentración de Pb y Zn y los tipos de uso del suelo, mostró que el 40.5% de casos están correctamente clasificados. Por lo anterior no es posible distinguir los grupos de uso de suelo por medio de los parámetros magnéticos y concentración de Pb y Zn; no es evidente que las concentraciones con Pb y Zn estén relacionadas con los diferentes tipos de usos de suelo.

Las regresiones lineales simples que cumplieron el criterio de selección ( $|CC| > 0.3$  y valor  $p < 0.05$ ) con un nivel de confianza del 95.0%), fueron Zn con  $\chi_{if}$  y  $MRI_{0.7}$  para el PU (Tabla II).

En hojas de plantas, los valores promedios fueron:  $\chi_{if}$  de  $0.13 \pm 0.10 \mu m^3 kg^{-1}$ ,  $\chi_{df} \%$  de  $2.2 \pm 3.9$  y  $MRI_{0.7}$  de  $1.8 \pm 1.4 mAm^2 kg^{-1}$ , concentración de Pb de  $0.1 \pm 0.1 \mu g g^{-1}$  y Zn de  $1.0 \pm 0.5 \mu g g^{-1}$ . Las concentraciones de Pb y Zn en el polvo de planta están por debajo de los valores de fondo reportados por Guzmán-Morales *et al.* (2011) en plantas para la ZMVM (Pb de  $0.3 \mu g g^{-1}$  y Zn de  $7.7 \mu g g^{-1}$ ). Las muestras de hojas que provienen de los tipos de uso de suelo para equipamiento, espacio abierto y habitacional, mostraron valores promedios similares para  $\chi_{if}$ ,  $\chi_{df} \%$  y  $MRI_{0.7}$  (Tabla I). Para los otros parámetros se observó una dispersión con los demás tipos de uso del suelo (Tabla I). Los tipos de uso de suelo industrial y habitacional-comercial mostraron valores altos para  $\chi_{if}$  y  $MRI_{0.7}$ . El análisis discriminante hecho con las

**Tabla II.** Correlaciones para polvo urbano de calles entre parámetros magnéticos y concentración de Pb y Zn

	$\chi_{if}$	$\chi_{df} \%$	$MRI_{0.7}$	Pb	Zn
$\chi_{if}$	1.000				
$\chi_{df} \%$	<b>-0.477</b>	1.000			
$MRI_{0.7}$	<b>0.815</b>	<b>-0.31</b>	1.000		
Pb	0.273	-0.333	0.195	1.000	
Zn	<b>0.477</b>	-0.115	<b>0.531</b>	0.480	1.000

$\chi_{if}$  en  $\mu m^3 kg^{-1}$ ,  $\chi_{df} \%$  en % y  $MRI_{0.7}$  en  $mAm^2 kg^{-1}$ , Zn y Pb en  $\mu g g^{-1}$ . En negritas las correlaciones que son estadísticamente significativas ( $|CC| > 0.3$  y valor  $p < 0.05$ ) con nivel de confianza 95%





variables  $\chi_{if}$ ,  $\chi_{df}$  %,  $MRI_{0.7}$ , concentraciones de Pb y Zn y los tipos de uso del suelo, mostró que el 41.6% de los casos están correctamente clasificados; por tanto, no es posible distinguir los grupos de uso de suelo por medio de los parámetros magnéticos y concentración de Pb y Zn

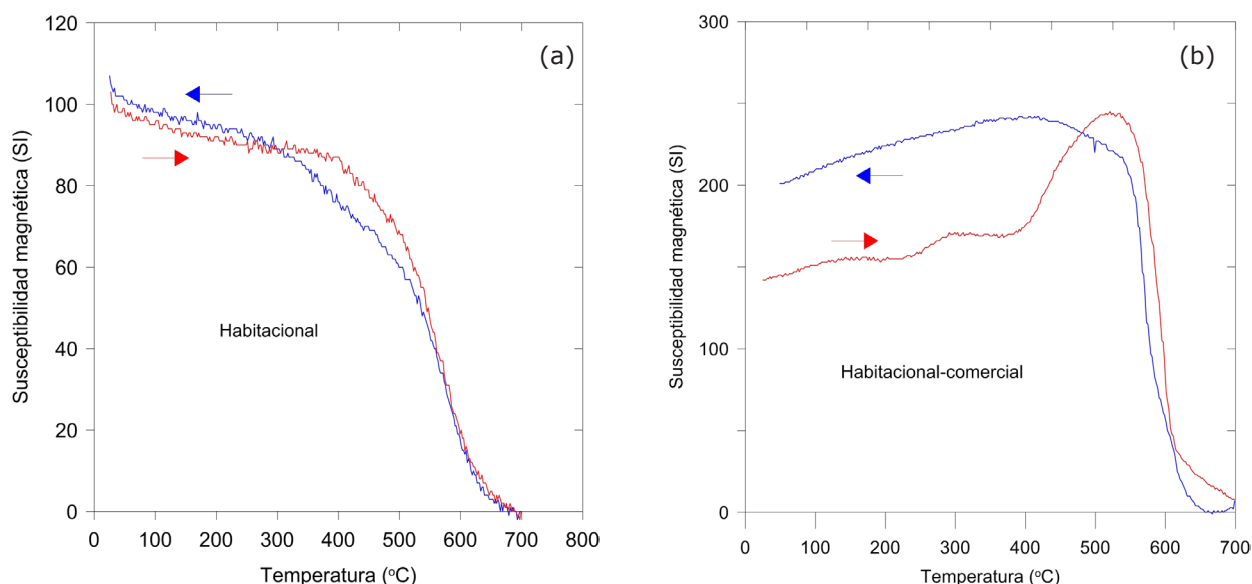
Las regresiones lineales simples que cumplieron los criterios de selección ( $|CC| > 0.3$  y valor  $p < 0.05$ ) con un nivel de confianza del 95.0% en hojas de *Ficus benjamina*, fueron Zn con  $\chi_{if}$  y  $MRI_{0.7}$  (Tabla III).

**Tabla III.** Correlaciones para polvo urbano de hojas de *Ficus benjamina* entre parámetros magnéticos y concentración de Pb y Zn

	$\chi_{if}$	$\chi_{df}$ %	$MRI_{0.7}$	Pb	Zn
$\chi_{if}$	1.000				
$\chi_{df}$ %	0.067	1.000			
$MRI_{0.7}$	0.936	0.058	1.000		
Pb	0.326	0.435	0.270	1.000	
Zn	0.474	-0.045	0.453	0.546	1.000

$\chi_{if}$  en  $\mu m^3 kg^{-1}$ ,  $\chi_{df}$  % en % y  $MRI_{0.7}$  en  $mAm^2 kg^{-1}$ , Zn y Pb en  $\mu g g^{-1}$ . En negritas regresiones lineales estadísticamente significativas con nivel de confianza 95% ( $|CC| > 0.3$  y valor  $p < 0.05$ )

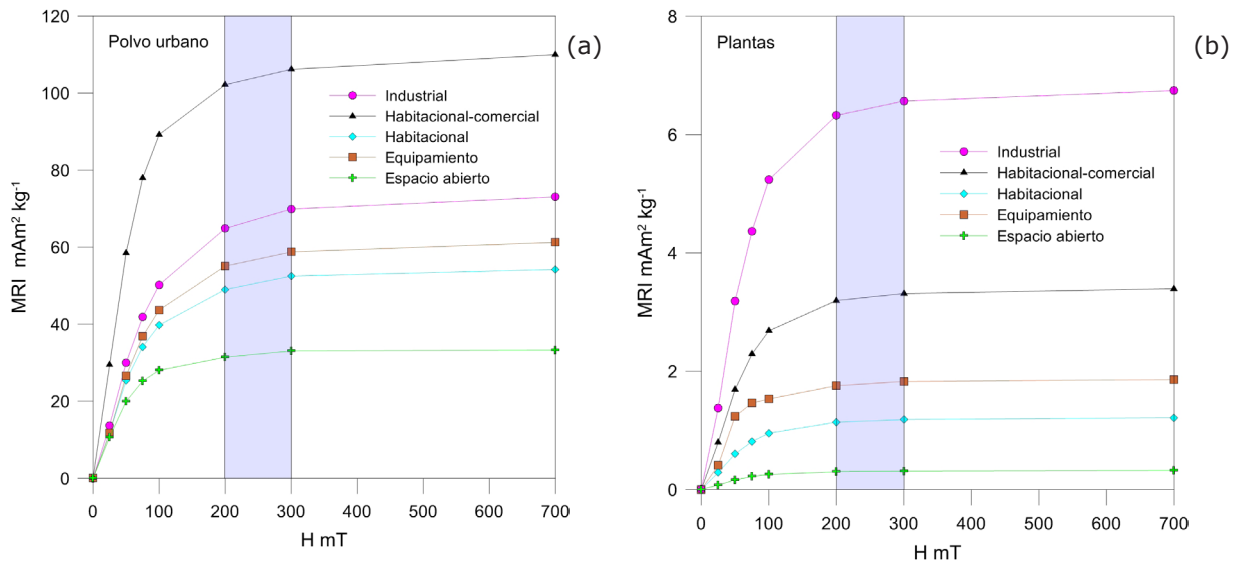
En polvos, el principal portador magnético fue determinado por medio de las curvas de susceptibilidad magnética ( $\kappa$ ) en función de la temperatura (T). Todas las muestras presentaron una curva con fases magnéticas alrededor de 550° C a 600° C, comportamiento característico para la titanomagnetita pobre en Ti (Fig. 2). La curva de  $\kappa$  vs T perteneciente a una muestra de uso de suelo habitacional (baja intensidad antrópica), mostró un comportamiento reversible y solo presentó la fase magnética de 550° C a 600° C (Fig. 2a). Por otra parte, la curva  $\kappa$  vs T de una muestra de uso de suelo habitacional-comercial (alta actividad antrópica), presentó un comportamiento irreversible (Fig. 2b). Durante su calentamiento se observaron varias fases magnéticas entre 300° C a 580° C; una gran fase fue observada entre 450° C y 550° C (Pico de Hopkinson); esta fase se suele observar en muestras ambientales (suelo y PU) con magnetita impura o partículas magnéticas con pared de dominio simple o multidominio (Hunt *et al.*, 1995; Sláma *et al.*, 2011), las cuales son adicionadas por la actividad antrópica o partículas magnéticas provenientes de los gases de los automotores (Jeleňska *et al.*, 2004; Ruiping y Cioppa, 2006 Aguilar *et al.*, 2011).



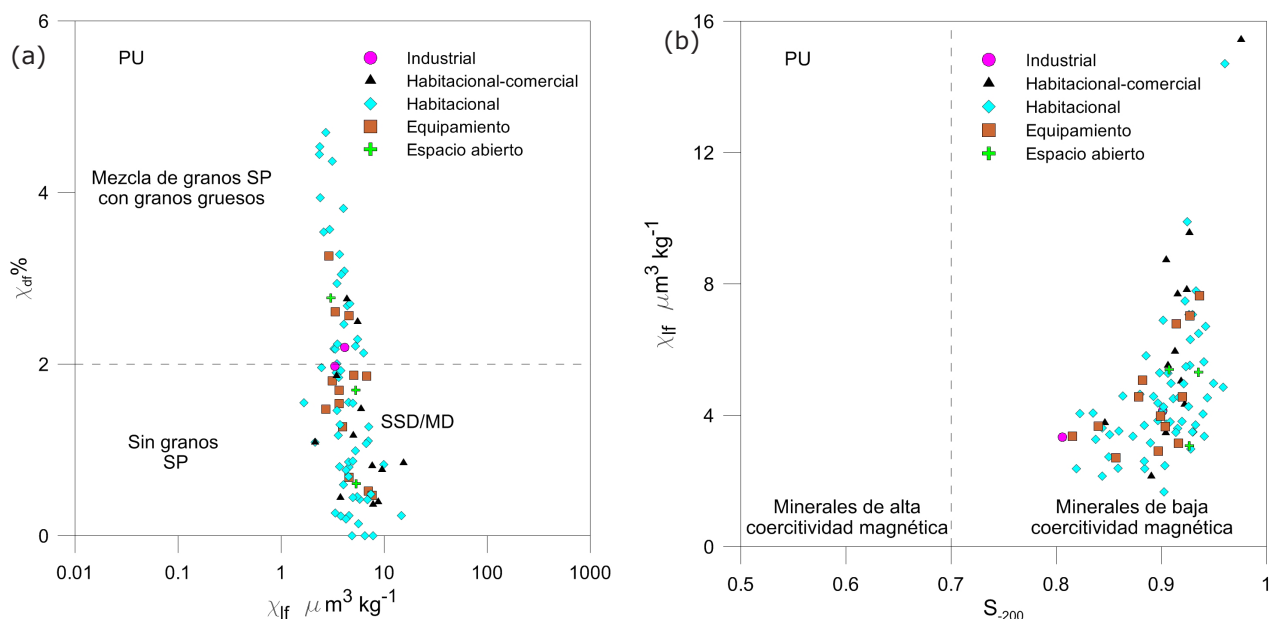
**Figura 2.** Curvas de  $\kappa$  vs T para muestras de polvo urbano de calles de uso habitacional con vialidad de tránsito local (a) y habitacional-comercial con vialidad primaria (b).



Las curvas de magnetización (MRI) en muestras del PU se adquirieron para determinar la presencia y concentración de minerales magnéticos de baja dureza magnética. La magnetización exhibió un crecimiento proporcional en campos magnéticos entre 0 a 200 mT, el cual disminuye gradualmente entre 200 a 300 mT y se vuelve casi constante en campos magnéticos entre 300 a 700 mT; este comportamiento es característico para muestras con contenidos de minerales magnéticos de baja coercitividad (Fig. 3). Los resultados de la magnetización remanente a 700 mT ( $MRI_{0,7}$ ) presentaron valores entre 30 a 110  $mAm^2 kg^{-1}$ , lo que indicó una variabilidad de la concentración del material magnético de baja coercitividad en las muestras de polvo. Los valores más altos de  $MRI_{0,7}$  se exhibieron en los tipos de uso del suelo habitacional-comercial e industrial (Fig. 4). Los resultados de  $\chi_{df}\%$  tuvieron un rango entre 0.0 a 10.0%, correspondientes a concentraciones baja y media de granos superparamagnéticos (SP; < 3 nm; Dearing, 1999) (Fig. 4). La fracción  $S_{-200}$  presentó valores entre 0.7 y 1.0, que son valores característicos en muestras con material magnético de baja coercitividad (Fig. 4).



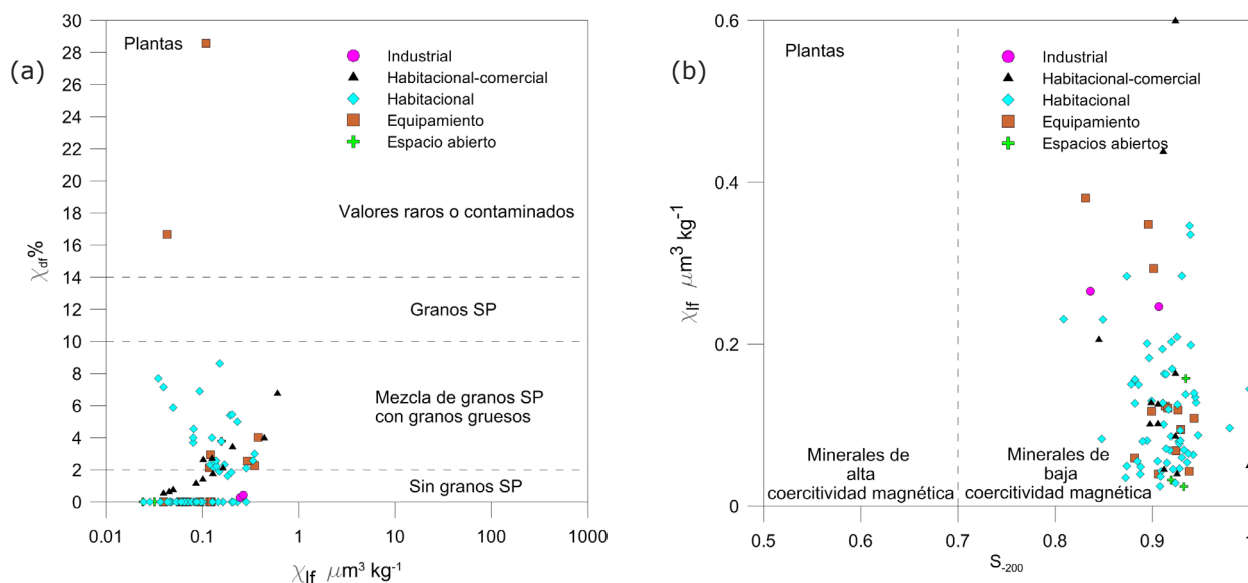
**Figura 3.** Algunos ejemplos de curvas MRI para los diferentes usos de suelo para muestras de PU y plantas, espacio abierto (EA), habitacional (H), equipamiento (E), habitacional-comercial (HC) e industrial (I).



**Figura 4.** (a) Gráficas de  $\chi_{df}$  vs  $\chi_{df}\%$  con límite de concentración SP (Dearing, 1999) y usos de suelo y (b) Gráfica de  $S_{-200}$  vs  $\chi_{lf}$  con el límite entre 0.7 a 1.0 que indica minerales de baja coercitividad magnética para polvo urbano de calle (PU).



En plantas, las curvas  $\kappa$  vs T para determinar los portadores magnéticos no fueron hechas, ya que las hojas son un material inflamable rápidamente. Las curvas de adquisición de la magnetización (MRI) en muestras de plantas se adquirieron para determinar la presencia y concentración de minerales magnéticos de baja dureza magnética. La magnetización exhibió un crecimiento proporcional en campos magnéticos entre 0 a 200 mT, la cual disminuye gradualmente entre 200 a 300 mT y se vuelve casi constante en campos magnéticos entre 300 a 700 mT. Este comportamiento es característico para muestras con contenidos de minerales magnéticos de baja coercitividad (Fig. 3). Los resultados de la magnetización remanente a 700 mT ( $MRI_{0,7}$ ) presentaron valores entre 0.3 a 6.9  $\text{mAm}^2 \text{kg}^{-1}$ , esto indicó una variabilidad de la concentración de material magnético de baja coercitividad en las muestras de polvo. Los valores más altos de  $MRI_{0,7}$  se exhibieron en muestras de plantas provenientes de los tipos de uso del suelo habitacional-comercial e industrial (Fig. 5). Los resultados de  $\chi_{df}\%$  tuvieron un rango entre 0.0 a 10.0%, correspondientes a concentraciones baja y media de SP ( $< 3 \text{ nm}$ ), dos muestras pertenecientes al tipo de uso del suelo de equipamiento presentaron una contracción muy alta de SP, ya que que registraron valores superiores al 14.0 % (Dearing, 1999) (Fig. 5). La fracción  $S_{-200}$  presentó valores entre 0.7 y 1.0, valores que son característicos en muestras con material magnético de baja coercitividad (Fig. 5).



**Figura 5.** (a) Gráfica de  $\chi_{df}$  vs  $\chi_{if}$  con límites de concentración de SP (Dearing, 1999) y usos de suelo y (b) Gráfica de  $S_{-200}$  vs  $\chi_{if}$  con el límite 0.7 a 1.0 que indica minerales de baja coercitividad magnética para polvo urbano en hojas de *Ficus benjamina* (hojas).

### 6.1. Umbral magnético

El análisis discriminante hecho para el PU y hojas con los tipos de usos del suelo, indicó que no se pueden diferenciar los diferentes tipos de usos del suelo por medio de parámetros magnéticos ni concentración de Pb y Zn; por tanto no se pueden seleccionar los valores de un tipo de uso del suelo (espacio abierto) para que representen las condiciones iniciales o naturales de la concentración de elementos tóxicos.

En polvos, se determinó los valores de los umbrales magnéticos al considerar el aporte del material litogénico; por lo tanto, se empleó el valor reportado por Morton-Bermea *et al.*, (2009) para la concentración promedio de Zn en suelos ( $219 \mu\text{g g}^{-1}$ ) de la ZMVM para los cálculos. Por otra parte, se obtuvieron correlaciones estadísticamente aceptables entre  $\chi_{if}$   $MRI_{0,7}$  con Zn para polvos (Tabla II); por tanto, fue posible establecer un umbral magnético para identificar muestras con altas concentraciones de Zn.

La propuesta para determinar el valor umbral de sitios con alta concentración de Zn fue de la siguiente manera: se seleccionaron los datos de los dos tipos de usos del suelo que promedian los valores más bajos de concentración de Zn (Tabla I). De la selección se realizó una identificación y retiro de los valores atípicos ( $\epsilon$ ) ( $|X+2\sigma| < \epsilon$ ; donde X es promedio y  $\sigma$  es desviación estándar); se calculó la mediana de los datos



depurados. Se determinó el promedio entre el valor de la mediana obtenida ( $CZn_{mediana\ PU}$ ) con el valor de concentración de Zn del suelo ( $CZn_{suelo}$ ) que es  $219\ \mu\text{g g}^{-1}$ , el valor obtenido fue considerado como el valor de la concentración de Zn inicial ó natural del PU ( $CZn_x$ ) para la ZMVM.

$$CZn_x = \frac{CZn_{mediana\ PU} + CZn_{suelo}}{2} \quad \text{Ec (1)}$$

El valor obtenido con la Ec (1) se hizo corresponder con los valore de  $MRI_{0.7}$  y  $\chi_{if}$  empleando la ecuación del modelo de regresión lineal antes obtenido (Tabla IV) para determinar el valor del umbral magnético.

En polvos, la mediana de datos clasificados y depurados para la concentración de Zn ( $CZn_{mediana\ PU}$ ) fue de  $280.5\ \mu\text{g g}^{-1}$  y el valor  $CZn_{promedio}$  fue de  $249.8\ \mu\text{g g}^{-1}$ , su valor umbral correspondiente para  $MRI_{0.7}$  fue  $58\ \text{mAm}^2\ \text{kg}^{-1}$  y para  $\chi_{if}$  de  $4.5\ \mu\text{m}^3\ \text{kg}^{-1}$  (Fig. 6a)

En plantas, las cantidades de Zn son muy pequeñas, por lo que únicamente se tomó el valor de la mediana ( $0.9\ \mu\text{g g}^{-1}$ ), su valor umbral correspondiente para  $MRI_{0.7}$  fue de  $1.6\ \text{mAm}^2\ \text{kg}^{-1}$  y  $\chi_{if}$  de  $0.13\ \mu\text{m}^3\ \text{kg}^{-1}$ . Adicionalmente, se calculó un umbral magnético para  $\chi_{if}$  con la concentración de Pb ya que presentaron una correlación aceptable (Tabla III). El valor del umbral para  $\chi_{if}$  fue  $0.29\ \mu\text{m}^3\ \text{kg}^{-1}$  calculado a partir de las concentraciones de Pb (Fig. 6b).

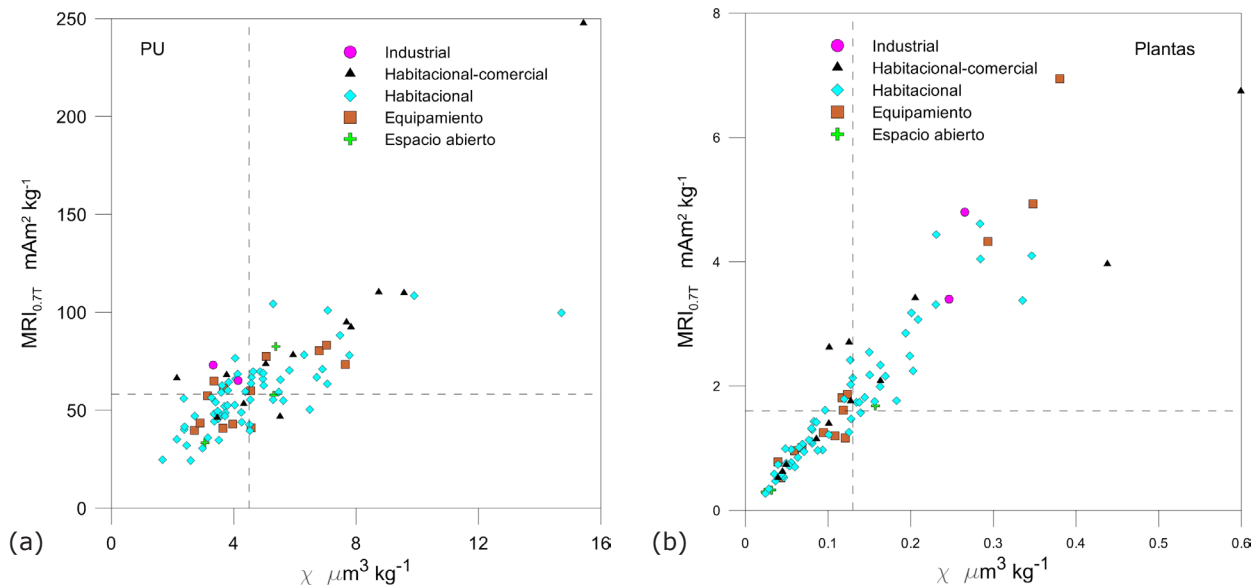
### 6.2. Análisis espacial

El análisis de distribución espacial para  $MRI_{0.7}$  fue realizado para comparar los dos tipos de muestras y determinar si representan las mismas zonas de riesgo, para ello se utilizó un modelo geoestadístico y una interpolación kriging. El valor umbral magnético utilizado fue  $MRI_{0.7}$  aunque es posible emplear también  $\chi_{if}$ .

**Tabla IV.** Correlaciones entre parámetros magnéticos y concentración Zn y Pb

Elemento		$\chi_{if}$	Ecuación del modelo	$MRI_{0.7}$	Ecuación del modelo
polvo	Zn	<b>0.335</b>	$\chi_{if} = 3.2 + 0.005 * Zn$	<b>0.345</b>	$MRI_{0.7} = 45.34 + 0.05 * Zn$
	Pb	0.273	-	0.195	-
planta	Zn	<b>0.474</b>	$\chi_{if} = 0.03 + 0.1 * Zn$	<b>0.453</b>	$MRI_{0.7} = 0.49 + 1.30 * Zn$
	Pb	<b>0.326</b>	$\chi_{if} = 0.11 + 0.20 * Pb$	0.270	

Valores en negritas, correlaciones estadísticamente significativas con nivel de confianza 95%,  $|CC| > 0.3$  y valor  $p < 0.05$

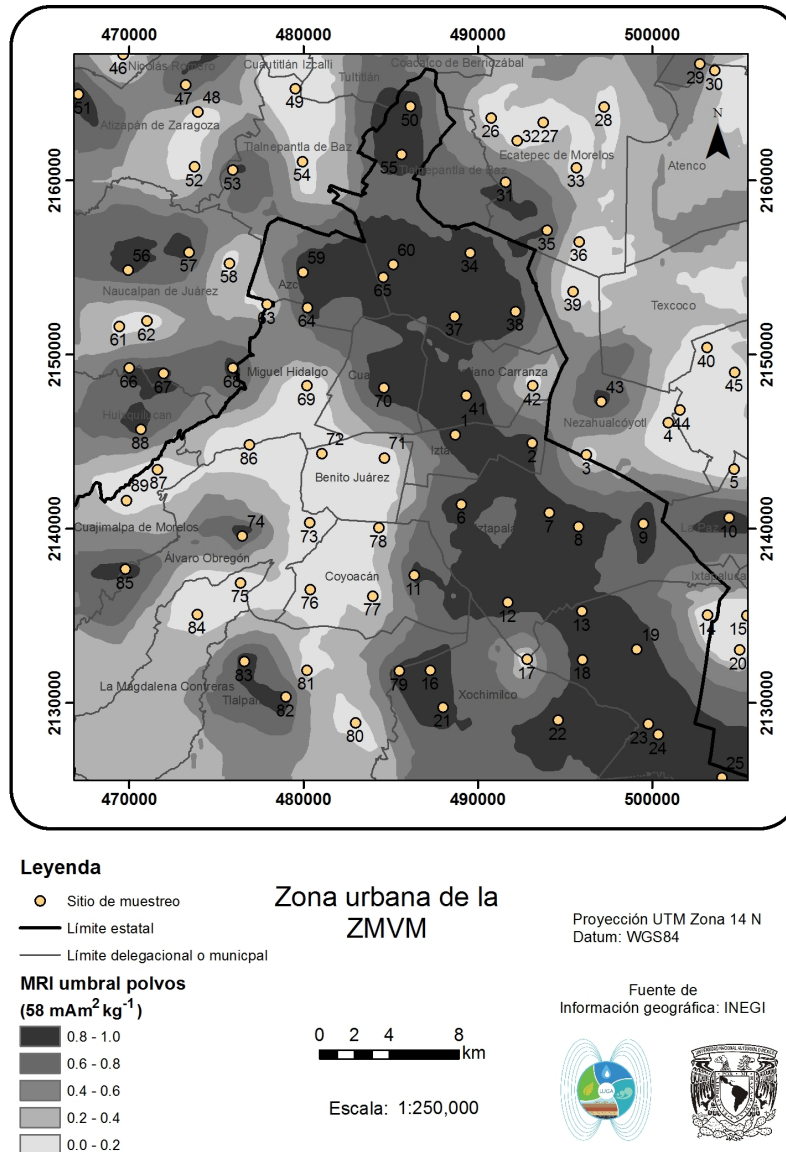


**Figura 6.** Gráfica de  $\chi_{if}$  vs  $MRI_{0.7}$  para polvo urbano (a) y plantas (b). La línea puntada representa el valor umbral magnético para  $MRI_{0.7}$  y  $\chi_{if}$ .

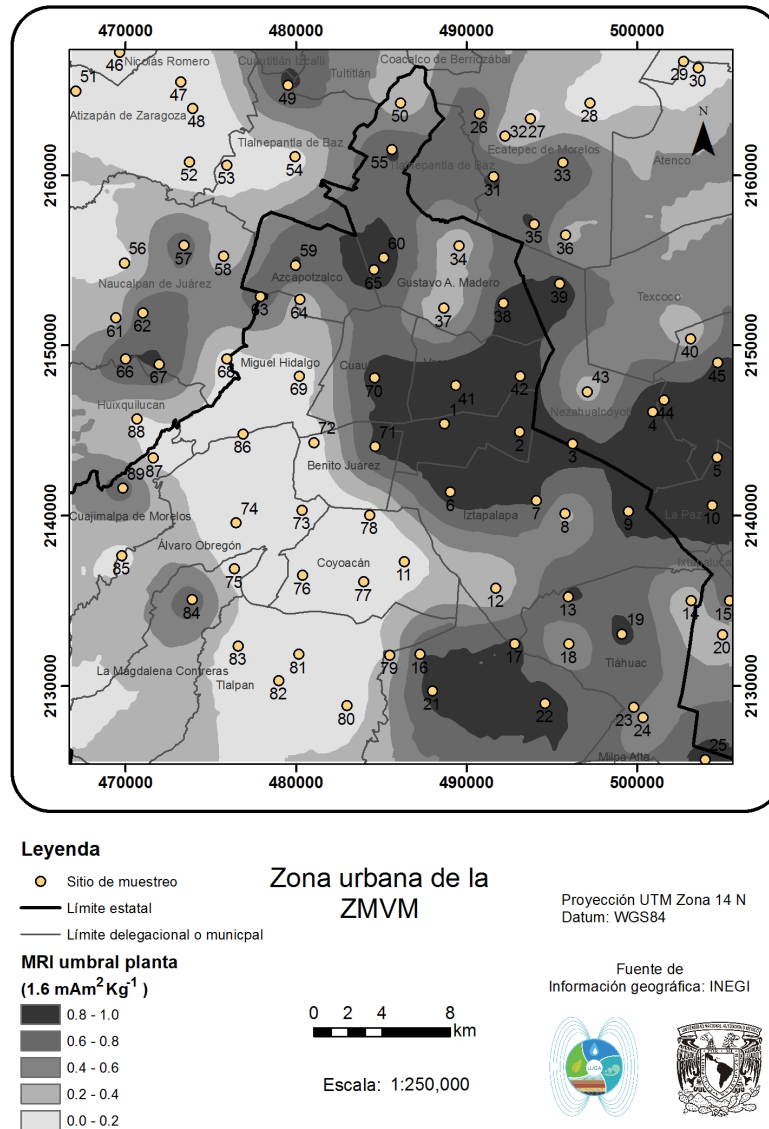


El variograma utilizado para los datos de PU fue de tipo exponencial con nugget de 0.01, varianza total 0.12, distancia 5,100 m, varianza estructural relativa de 88.4% con un valor de  $r^2$  de 0.63 para el modelo y con un indicador de  $58 \text{ mAm}^2 \text{ kg}^{-1}$  ( $\text{MRI}_{0.7}$ ) para la interpolación con kriging indicador (Fig. 7). En plantas se empleó un variograma tipo exponencial con nugget de 0.03, varianza total 0.19, distancia 11,580 m, varianza estructural relativa de 86.3% y con un valor de  $r^2$  de modelo de 0.88 y con un indicador de  $1.6 \text{ mAm}^2 \text{ kg}^{-1}$  ( $\text{MRI}_{0.7}$ ) para la interpolación con kriging indicador (Fig. 8). Para la representación espacial del umbral de  $\chi_{lf}$  en plantas se empleó un variograma tipo esférico con nugget de 0.06, varianza total 0.015, distancia 16,950 m, varianza estructural relativa de 60.1% y con un valor de  $r^2$  de modelo de 0.94 y con un indicador de  $0.13 \text{ } \mu\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}$  para la interpolación con kriging indicador (Fig. 9).

El parámetro de  $\text{MRI}_{0.7}$  fue elegido para efectuar una comparación en ambas muestras para determinar zonas altamente contaminadas, en virtud a que este parámetro está directamente relacionado con minerales de baja coercitividad magnética (*e.g.* ferrimagnéticos) y que presumiblemente son capaces de absorber y adsorber elementos tóxicos a su estructura (Aguilar *et al.*, 2013), también es posible emplear los valores de  $\chi_{lf}$  para determinar áreas potencialmente contaminadas (Fig. 9). Los mapas de interpolación kriging, indicador



**Figura 7.** Mapa de interpolación kriging indicador para el  $\text{IRM}_{0.7}$  de polvos urbanos en calles ( $58 \text{ mAm}^2 \text{ kg}^{-1}$ ).

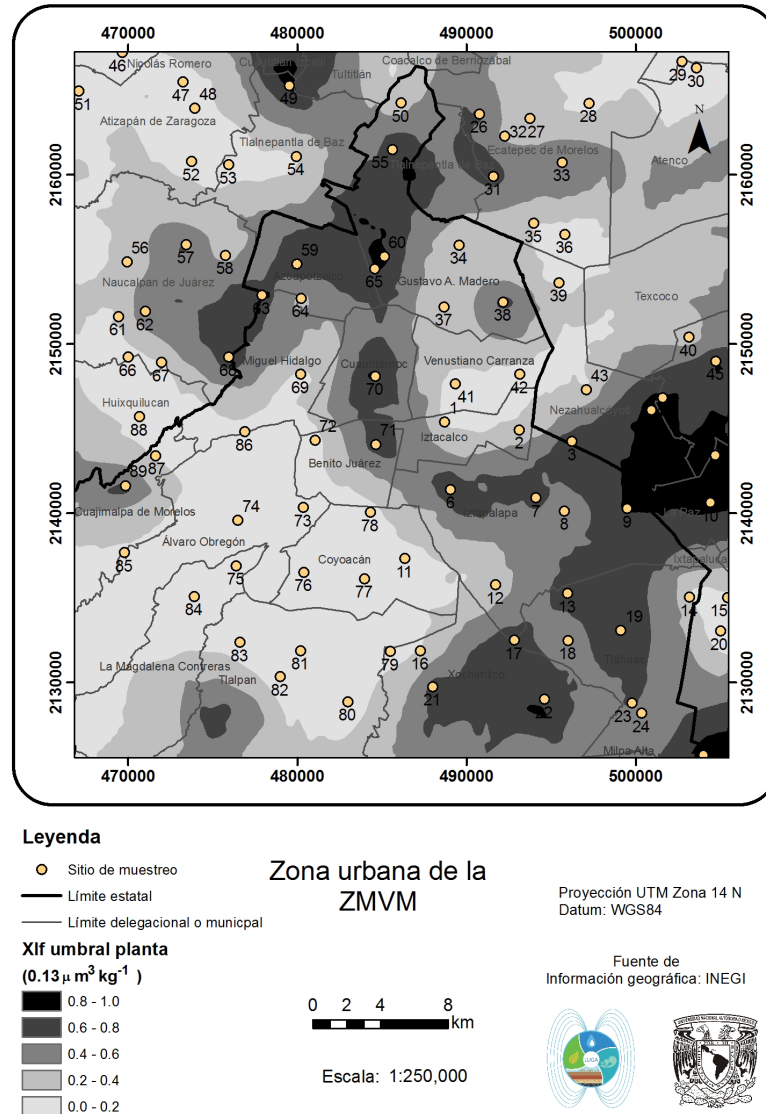


**Figura 8.** Mapa de interpolación kriging indicador para  $IRM_{0.7}$  de polvos urbanos en plantas ( $1.6 \text{ mAmm}^2 \text{ Kg}^{-1}$ ).

para plantas y polvo registraron que las zonas que presentan más probabilidad de contener elementos tóxicos están en las demarcaciones de Azcapotzalco, Gustavo A. Madero, Venustiano Carranza, Iztacalco, Iztapalapa, Tláhuac, Xochimilco en el DF y en el Estado de México; Naucalpan de Juárez, Huxquilicuan, Tlalnepantla, Ecatepec, Netzahualcóyotl y la Paz (Figs. 7, 8 y 9).

En cuanto a estos mapas de distribución, se debe considerar que son una representación de un corto periodo temporal y que existen factores ambientales tales como el viento y la precipitación que pueden afectar el registro de las muestras. El viento puede transportar el polvo de las calles de un lugar a otro, y la lluvia puede limpiar el polvo de las hojas; de esta manera, si se quiere obtener un mejor registro del comportamiento del polvo, es necesario realizar estudios que abarquen periodos temporales mayores.

El valor promedio de  $\chi_{if}$  ( $4.8 \mu\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ) en PU para la ZMVM fue más alto en comparación con el reportado en la ciudad de Morelia ( $1.0 \mu\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ) y Guadalajara ( $1.7 \mu\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ), ciudades que están sobre la misma región volcánica (Aguilar *et al.*, 2012) e incluso más altos que otras ciudades del mundo, tales como Seúl ( $0.94 \mu\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ) o Liverpool ( $1.16 \mu\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ) (Kim *et al.*, 2009; Xie *et al.*, 2001).



**Figura 9.** Mapa de interpolación kriging indicador para  $\chi_{if}$  de polvos urbanos en plantas ( $0.13 \mu\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ).

El valor promedio de  $\text{MRI}_{0.7}$  ( $1.7 \pm 1.2 \text{ mAm}^2 \text{ kg}^{-1}$ ) en hojas de *Ficus benjamina* de la ZMVM, fue más alto en comparación con los datos reportados para la ciudad de Morelia (0.1 a 0.9  $\text{mAm}^2 \text{ kg}^{-1}$ ), en donde se utilizó la misma especie de árbol (Aguilar et al., 2013).

Establecer un valor umbral para parámetro magnético resulta difícil, dado que no existe una muestra control para polvos y las condiciones de la ZMVM son complejas. La ZMVM presenta una gran urbanización (mezclas de diversos tipos de usos del suelo), una gran diversidad geológica (rocas volcánicas de tipo; andesíticas, basálticas, brechas volcánicas y material lacustre; Rodríguez et al., 2010) y una amplia variedad de grupos de suelo (Feozem, Andosol, Litosol y Solonchak; INEGI, 2015), todo lo cual dificulta establecer un valor preciso y aplicable a toda la ZMVM como valor umbral.

## 7. Conclusiones

El principal portador magnético en muestras de PU es la titano-magnetita/maghemita con bajo contenido en Ti. Existe una relación entre los parámetros magnéticos y el contenido de Pb y Zn en el PU de la ZMVM, por lo que es posible determinar valores umbrales magnéticos que permitan identificar áreas potencialmente peligrosas por su alto contenido de Pb y Zn.



Los valores umbrales magnéticos que se proponen para determinar zonas con alto contenido de Zn en PU de calle son:  $MRI_{0.7}$  de  $58 \text{ mAm}^2 \text{ kg}^{-1}$  y  $\chi_{if}$  de  $4.5 \mu\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}$

El valor del umbral magnético que se propone para determinar zonas con alto contenido de Zn para hojas de *Ficus benjamina* es:  $MRI_{0.7}$  de  $1.6 \text{ mAm}^2 \text{ kg}^{-1}$  y  $\chi_{if}$  de  $0.13 \mu\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}$ . y para determinar zonas con alto contenido de Pb es:  $\chi_{if}$  de  $0.29 \mu\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}$ .

La aplicación de los análisis geoestadístico y los valores de umbrales magnéticos ha proporcionado mapas de distribución los cuales han permitido identificar la existencia de áreas potencialmente peligrosas en la ZMVM que están ubicadas principalmente en la parte norte, centro y sur de la ciudad.

Los mapas de distribución espacial obtenidos mediante un análisis geoestadístico y los umbrales magnéticos, han permitido identificar las áreas que son potencialmente peligrosas por su alto contenido de Zn y Pb. Las áreas de la Zona Metropolitana del valle de México que tienen un alto contenido de Pb y Zn se ubicaron en la parte norte, centro y sur del área urbana.

## Referencias

- Aguilar, B., Bautista, F., Rosas-Elguera, J., Gogichaishvili, A., Cejudo, R., & Morales, J., 2011. Evaluación de la contaminación ambiental por métodos magnéticos en las ciudades de Morelia y Guadalajara México. *Latinmag Letters*, 1, Special Issue D22, 1-6.
- Aguilar-Reyes B., Cejudo R., Martínez-Cruz J., Bautista F., Gogitchaichvili A., Carvallo C., Morales M., 2012. *Ficus benjamina* leaves as indicator of atmospheric pollution: a reconnaissance study, *Stud. Geophys. Geod.* 56, 879-887.
- Aguilar, B., Bautista, F., Goguichaisvili, A., Morales, J., Quintana, P., Carvallo, C., & Battu, J., 2013. Rock-magnetic properties of topsoils and urban dust from Morelia (>800,000 inhabitants), Mexico: Implications for anthropogenic pollution monitoring in Mexico's medium size cities. *Geofísica Internacional*, 52 (2), 121-133.
- Bautista, F., Cejudo, R., Aguilar, B., Goguichaisvili, A., 2014. El potencial del magnetismo en la clasificación de suelos: una revisión. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 66 (2), 365-376.
- Cejudo, R., Bautista, F., Quintana, P., Delgado-Carranza M., Aguilar, D., Goguichaisvili, A., Morales, J., 2015, Correlación entre elementos potencialmente tóxicos y propiedades magnéticas en suelos de la Ciudad de México para la identificación de sitios contaminados: definición de umbrales magnéticos. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 32, 1, 50-61.
- Dao L., Morisson L., Zhang H., Zhang C., 2014. Influences of traffic on Pb, Cu and Zn concentrations in roadside soils of an urban park in Dublin, Ireland. *Environ Geochem Health*, 36, 333-343.
- Dearing, J., 1999. Environmental Magnetic Susceptibility: Using the Bartington MS2 System. *Bartington Instruments Ltd*, Oxford, 54 pp.
- Deepalakshmi, A., Ramakrishnaiah, H., Ramachandra, Y., y Naveen, N., 2014. Leaves of Higher Plants as Indicators of Heavy Metal Pollution along the Urban Roadways, *International Journal of Science and Technology*, 3 (6), 340-346.
- Eibenschutz, R., 2010. La Zona Metropolitana del valle de México: Los retos de la megalópolis. México. *Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco*, México, 264 pp.
- ESRI, 2004. Arc GIS 9, Getting Started with ArcGIS. *Environmental Systems Research Institute, Inc.*, Redlands, USA.
- Evans, M., y Heller, F., 2003. Environmental Magnetism, Principles and applications of environmagnetics. *Elsevier Science*, USA, 299 pp.
- Fang, G., Wu, Y., Lin C., y Lin Y., 2014. Measuring toxic metals in fine particulates from vehicle emissions, *Sustainable Environment Research*, 24, 303-310.
- FIMEVIC: Fideicomiso para el Mejoramiento de las Vías de Comunicación del Distrito Federal, 2014. Recuperado el 28 de 10 de 2014, de: <http://www.fimevic.df.gob.mx/acercade.htm>





- Guzmán-Morales J., Morton-Bermea O., Hernández E., Rodríguez M., García M., Tapia V., 2011. Assessment of Atmospheric Metal Pollution in the Urban Area of Mexico City, Using *Ficus benjamina* as Biomonitor. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86, 495–500.
- GODF: Gaceta Oficial del Distrito Federal, México 11 de 9 de 2013. México, D.F., México.
- Hannan, J., 2013. US EPA SW-846 Method 6010c using the Thermo Scientific iCAP 7400 ICP-OES Duo, Applications Chemist, Thermo Fisher Scientific, Cambridge, 4 pp.
- Hunt, C. P., Banerjee, S. K., Han, J. M., Solheid, P. A., Oches, E., Sun, W. W. and Liu, T. S., 1995. Rock magnetic proxies of climate change in the loess palaeosol sequences of the western loess plateau of China. *Geophysical Journal International*, 123, 232–244.
- INEGI: Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 28/10/2014. Información nacional por entidad federativa y municipio. Recuperado el 12 de 10 de 2014 en: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?src=487&e=9>.
- INEGI: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Conjunto de datos vectorial edafológico escala 1:250 000 Serie II (Continuo Nacional). Consultado 04/06/2015 en: <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recreat/edafologia/>
- Jeleńska, M., Hasso-Agopsowicz, A., Kopcewicz, B., Sukhorada, A., Tyamina, K., Kadzialko-Hofmokl, M. y Matviishina, Z., 2004. Magnetic properties of the profiles of polluted and non-polluted soils. A case study from Ukraine. *Geophysical Journal International*, 159, 104–116.
- Jordanova, N., Jordanova, D., y Tsacheva, T., 2008. Application of magnetometry for delineation of anthropogenic pollution in areas covered by various soil types. *Geoderma*, 144, 557–571.
- Kanu, M., Meludu, O., y Oniku, S., 2014. Comparative study of top soil magnetic susceptibility variation based on some human activities. *Geofísica Internacional* 53 (4), 411-423.
- Kim, W., Doh S., y Yu Y., 2009. Anthropogenic contribution of magnetic particulates in urban roadside dust, *Atmospheric Environment*, 43 (19), 3137–3144.
- Kim, W., Doh, S.-J., Park, Y.-H., y Yun, S.-T. 2007. Two-year magnetic monitoring in conjunction with geochemical and electron microscopic data of roadside dust in Seoul, Korea. *Atmospheric Environment*, 41, 7627–7641.
- Matýšek, D., Raclavská, H., y Raclavský, K., 2008. Correlation between magnetic susceptibility and heavy metal concentrations in forest soils of the eastern Czech Republic. *Journal of Environmental & Engineering Geophysics*, (13), 13-26.
- Morton-Bermea, O., Hernandez, E., Martinez-Pichardo, E., Soler-Arechalde, A., Lozano, R., Gonzalez-Hernandez, G., Beramendi-Orosco, L., Urrutia-Fucugauchi, J., 2009. Mexico City topsoils: Heavy metals vs. magnetic susceptibility. *Geoderma*, 151, 121–125.
- Qiao, Q., Zhang, C., Huang, B., & Piper, J., 2011. Evaluating the environmental quality impact of the 2008 Beijing Olympic Games: magnetic monitoring of street dust in Beijing Olympic Park. *Geophysical Journal International*, 187, 1222–1236.
- Robertson, G. P., 2008. GS+: Geostatistics for the Environmental Sciences. Gamma Design Software, ver 9: Michigan, Gamma Design Software, 1 cd-rom, programa informático.
- Rodríguez-Salazar, M., Morton-Bermea, O., Hernández-Álvarez, E., Lozano, R., Tapia-Cruz, V., 2011. The study of metal contamination in urban topsoils of Mexico City using GIS. *Environmental Earth Science*, 62, 899-905
- Ruiping S., y Cioppa M. T., 2006. Magnetic survey of topsoils in Windsor - Essex County, Canada. *Journal of Applied Geophysics*, 60, 201–212
- SDU-ED: Secretaría de Desarrollo Urbano del gobierno del Estado de México, 2014. <http://portal2.edomex.gob.mx/sedur/index.htm>, consultado 12/11/2014.
- Sláma, J., Soka, M., Grusková, A., Gonzalez, A., Jancárik, V., 2011. Hopkinson effect study in spinel and hexagonal ferrites. *Journal of Electrical Engineering*, 64, 239-243
- SEDEMA: Secretaria del Medio Ambiente, 2014. <http://www.sedema.df.gob.mx/sedema/> Consultado 12/11/2014



- SEDESOL: Secretaría de Desarrollo Social, 2012. Delimitación de las Zonas Metropolitanas de México 2010. México.
- SEDUVI: Secretaría de Desarrollo Urbano y Vivienda del Distrito Federal 2014. <http://www.seduvi.df.gob.mx/portal/index.php>, consultado 12/11/2014.
- SEMARNAT: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales NOM-147, 2007. Norma Oficial Mexicana que establece los criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Diario Oficial de la Federación, México.  
[http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/1392/1/nom-147-semarnat\\_ssa1-2004.pdf](http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/1392/1/nom-147-semarnat_ssa1-2004.pdf)
- SMA: Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, 2007. La calidad del aire en la Zona Metropolitana del valle de México, 1986-2006. México, D.F.
- SMA: Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, 2008. Informe de la calidad del aire de la zona metropolitana del valle de México, estado y tendencias 1990-2007. México, D.F. Consultado 12/11/2014
- SMA: Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, 2009. Calidad del aire en la Ciudad de México Informe 2008. México, D.F. Consultado 12/11/2014
- SMA: Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, 2010. Calidad del aire en la Ciudad de México Informe 2009. México, D.F. Consultado 12/11/2014
- SMA: Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, 2011. Calidad del aire en la Ciudad de México Informe 2010. México, D.F. Consultado 10/11/2014
- SMA: Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, 2012. Calidad del aire en la Ciudad de México. Informe 2011. México, D.F. Consultado 12/11/2014
- SMA: Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal, 2014. <http://www.aire.df.gob.mx/default.php>. Consultado 12/11/2014
- SEDEMA: Secretaría del Medio Ambiente, 2014. <http://www.sedema.df.gob.mx/sedema/> (consultado 12/11/2014).
- SMN: Servicio Meteorológico Nacional, 2014. Comisión Nacional del Agua. Precipitación a nivel Nacional y por entidad federativa 2011.
- Ruiping S., y Cioppa M. T., 2006. Magnetic survey of topsoils in Windsor - Essex County, Canada. *Journal of Applied Geophysics*, 60, 201–212.
- Tauxe, L., 2008. Essentials of Rock and Paleomagnetism, Scripps Institution of Oceanography, 496 pp.
- Wang, X., 2013. Assessment of heavy metal pollution in Xuzhou urban topsoils by magnetic susceptibility measurements. *Journal of Applied Geophysics*, 92, 76–83.
- Xia, D., Chen, F., Bloemendal, J., Liu, X., Yu, Y., y Yang, L., 2008. Magnetic properties of urban dustfall in Lanzhou, China, and its environmental implications. *Atmospheric Environment*, 42, 2198–2207.
- Xia, D., Wang, B., Yu, Y., Jia, J., Niea, Y., Wang, X., y Xua, S., 2014. Combination of magnetic parameters and heavy metals to discriminate soil-contamination sources in Yinchuan — A typical oasis city of Northwestern China. *Science of the Total Environment*, 485-486, 83–92.
- Xie, S., Dearing, J., Boyle, J., Bloemendal, J., Morse, A., 2001. Association between magnetic properties and element concentrations of Liverpool street dust and its implications. *Journal of Applied Geophysics*, 48, 83–92.
- Yang, T., Liu, Q., Li, H., Zeng, Q., y Chan, L., 2010. Anthropogenic magnetic particles and heavy metals in the road dust: Magnetic identification and its implications. *Atmospheric Environment*, 44, 1175-1185.
- Zhu, Z., Li, Z., Bi, Z., y Yu, G., 2013. Response of magnetic properties to heavy metal pollution in dust from three industrial cities in China. *Journal of Hazardous Materials*, 246-247, 189–198.