

IDENTIFICACIÓN DE LAS ZONAS CONTAMINADAS CON METALES PESADOS EN EL POLVO URBANO DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Carmen DELGADO¹, Francisco BAUTISTA^{2*}, Avto GOGICHAISHVILI¹, José Luis CORTÉS²,
Patricia QUINTANA³, Daniel AGUILAR³ y Rubén CEJUDO¹

¹Laboratorio Universitario de Geofísica Ambiental, Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México, Unidad Michoacán, Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta, 58190 Morelia, Michoacán, México

²Laboratorio Universitario de Geofísica Ambiental, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia, Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta, 58190 Morelia, Michoacán, México

³Departamento de Física Aplicada, Centro de Investigación y Estudios Avanzados del IPN Unidad Mérida, A.P. 73 Cordemex, 97310, Mérida, Yucatán, México

*Autor para correspondencia; leptosol@ciga.unam.mx

(Recibido mayo 2017; aceptado mayo 2018)

Palabras clave: contaminación, kriging indicador, norma oficial mexicana, plomo, vanadio

RESUMEN

Siete millones de personas mueren al año por cáncer relacionado con la contaminación ambiental. El polvo urbano (PU) contiene partículas < 10 µm que afectan la salud humana. En la Ciudad de México (CDMX) existe sólo un estudio de PU. El objetivo de este estudio fue identificar las zonas de la CDMX con mayor probabilidad de contaminación por metales pesados (MP) en el PU. Se recolectaron 89 muestras de PU y se midió la concentración de MP por fluorescencia de rayos X. El análisis espacial se realizó mediante interpolación con kriging indicador. El porcentaje de la superficie con mayor probabilidad de que los MP superen los límites máximos permitidos (LMP) fueron: Cr (LMP 280 mg/kg), 0.55 %, suroeste; Cr (LMP 64 mg/kg), 89 %, toda la CDMX y la mayoría de las áreas conurbadas (AC); Cu, 17 %, 11 delegaciones y AC del norte; Ni, 13 %, centro y suroeste; Pb (LMP 140 mg/kg), 17.5 %, delegaciones céntricas y AC del noroeste; Pb (LMP 400 mg/kg), 2.2 %, delegaciones céntricas y AC del noroeste; V, 26 %, delegaciones céntricas y del sur, así como AC del noreste; Zn, 21 %, delegaciones céntricas y AC del norte. Los elementos con mayor número de sitios y superficie contaminada son: Cr, Zn, Cu y Pb. Los sitios con mayor superficie de sobreposición de MP son aquellos con asociaciones entre Cu y Zn (15 %), y Cu y Pb (13 %). Las delegaciones Cuauhtémoc, Venustiano Carranza y Gustavo A. Madero son las más contaminadas con metales pesados.

Key words: pollution, kriging indicator, Official Mexican Standard, lead, vanadium

ABSTRACT

Seven million people die per year of cancer related to environmental pollution. Urban dust (UD) contains particles smaller than 10 μm that affect human health. In Mexico City (CDMX) only one study on UD has been conducted. The objective of this study was to identify the areas most likely to be contaminated by heavy metals (HM) contained in the UD of CDMX. Eighty nine UD samples were collected; the analysis of the HM concentration was made by X-ray fluorescence, and spatial analysis by interpolation with kriging indicator. The percentage of the area with the highest probability that HMs exceeded the maximum permitted limits (MPL) were: Cr (MPL 280 mg/kg), 0.55 %, southwest of the CDMX; Cr (MPL 64 mg/kg), 89 %, all CDMX and most of the conurbated areas (CA); Cu, 17 %, 11 municipalities and the northern CA; Ni, 13 %, center and southwest of the CDMX; Pb (MPL 140 mg/kg), 17.5 %, centric municipalities and the northwest CA; Pb (MPL 400 mg/kg), 2.2 %, centric municipalities and the northwest CA; V, 26 %, centric and southern municipalities and the northeast CA; Zn, 21 %, centric municipalities and the northern CA. Elements with a greater number of sites and contaminated surface are: Cr, Zn, Cu and Pb. The largest HM overlapping sites are those with Cu and Zn associations (15 %), and Cu and Pb associations (13 %). The municipalities Cuauhtémoc, Venustiano Carranza and Gustavo A. Madero are the most contaminated with heavy metals.

INTRODUCCIÓN

Recientemente, la Organización Mundial de la Salud declaró que alrededor de siete millones de personas por año mueren por cáncer y otras enfermedades relacionadas con la contaminación del aire (WHO 2014). La contaminación del aire, agua y suelos ha sido suficientemente estudiada y existen normas ambientales que la regulan, pero no así el polvo (García-Rico et al. 2016).

No existen normas oficiales que regulen la presencia de polvo en el ambiente, a pesar de que este contiene partículas menores a 10 μm , como las PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ y $\text{PM}_{0.1}$, que son fácilmente inhalables y de alto riesgo para la salud humana porque albergan metales pesados (MP) potencialmente tóxicos como Pb, Cu y Zn (Jarup 2003, Luo et al. 2012, Sabath y Robles-Osorio 2012).

El polvo proviene de fuentes naturales y antrópicas; sin embargo, el polvo urbano (PU) está compuesto principalmente de partículas derivadas de procesos antrópicos (García-Rico et al. 2016) como la industria (Liu et al. 2014), transporte vehicular y marítimo (Zafra et al. 2011, Aguilar Reyes et al. 2013, Sánchez-Duque et al. 2015, Cortés et al. 2017) y, en menor medida, la erosión de los suelos (Luo et al. 2012, Chen et al. 2014).

Las partículas finas del PU son emitidas a la atmósfera. Después de un tiempo, dependiendo de las condiciones climáticas, se depositan sobre suelos de parques, avenidas, banquetas, techos de casas y

edificios, así como en superficies del arbolado urbano (Bautista et al. 2011, Chen et al. 2014, Liu et al. 2014).

Hay varios estudios de la ciudad de México (CDMX) y zonas conurbadas del Estado de México sobre contaminación por MP en partículas aéreas (Vallejo et al. 2003, Molina et al. 2010, en suelos (Rodríguez-Salazar et al. 2011, Cejudo et al. 2015a, Ihl et al. 2015) y en plantas (Guzmán-Morales et al. 2011). Sin embargo, sólo se ha realizado un estudio sobre PU, en el cual se reportan sus propiedades magnéticas (Cejudo et al. 2015b).

Por las características geológicas, de relieve y dirección de los vientos, es probable que la mayor parte de la CDMX esté contaminada por los MP contenidos en el PU, ya que en esa urbe habitan 23 millones y medio de personas, hay 40 000 pequeñas y medianas industrias de diversos giros y transitan cuatro millones de vehículos automotores (FIMEVIC 2012).

Por lo anterior, se requieren estudios espacialmente explícitos para identificar las zonas más contaminadas de la zona metropolitana de la CDMX. El método de interpolación con kriging indicador (KI) permite diseñar mapas con diferentes niveles de probabilidad de contaminación, ya que es un estimador lineal con mínimo error (Webster y Oliver 1990, Burrough y McDonnell 1998, Goovaerts 1999).

El método KI se utiliza cuando la distribución de la población no es gaussiana (Antunes y Albuquerque 2013, Juang et al. 2004, Ihl et al. 2015) y se tienen umbrales de un contaminante. En este caso, los umbrales fueron los límites máximos permitidos

(LMP) de los MP en suelos de acuerdo con las normas ambientales mexicanas y canadienses, a falta de normatividad de PU.

El objetivo de este estudio fue la identificación de las zonas con mayor probabilidad de contaminación por metales pesados contenidos en los polvos urbanos de la CDMX y áreas conurbadas con la finalidad de que este tipo de estudios, espacialmente explícitos, permitan una mejor y más efectiva intervención o para la instrumentación de medidas de saneamiento ambiental.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio, muestreo y tratamiento de la muestra

La Ciudad de México está construida sobre depósitos volcánicos en el sur y oeste de la ciudad,

y lacustres en el centro y el este (Díaz-Rodríguez 2006). Se localiza a una altura de 2240 msnm, en una cuenca semirrodeada de volcanes. Los vientos predominantes son del noreste hacia el suroeste (Vallejo et al. 2003) (Fig. 1).

Se diseñó un muestreo sistemático en el área de estudio de 1600 km² mediante una rejilla de 10 × 10. Cada celda tuvo un borde de 4 km y un área de 16 km². Para los análisis espaciales se recomienda un tamaño de muestra de 30 a 100 sitios a fin de que la varianza de la estimación sea mínima (Webster y Oliver 1990, Cejudo et al. 2015a, b, Ihl et al. 2015).

Se recolectaron 89 muestras de PU en la estación seca (marzo-abril) en 1 m² en las vialidades a un lado de las banquetas. Se retiraron las piedras, hojas y ramas, y con una brocha se acumuló el polvo en los cuatro extremos del cuadrado; se recogió con un utensilio de plástico y se depositó en bolsas de polietileno etiquetadas y georreferenciadas.

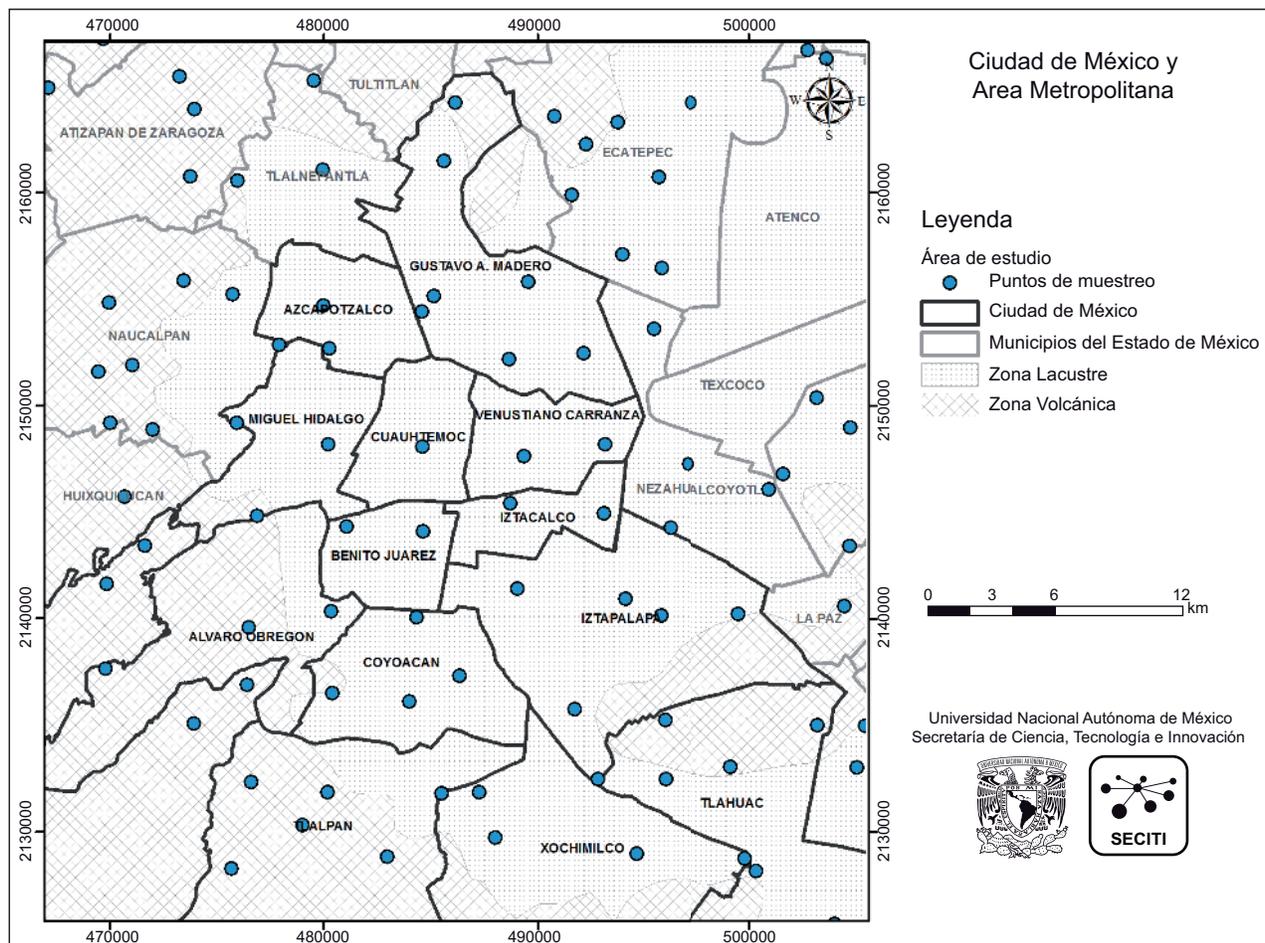


Fig 1. CDMX subdividida en delegaciones políticas y zonas conurbadas

Dependiendo de las condiciones del sitio, en algunas ocasiones los puntos de muestreo definidos previamente se cambiaron a otros sitios, tratando de mantenerlos lo más cerca posible del punto original, dentro de la celda correspondiente.

Las muestras de PU se secaron durante dos semanas bajo la sombra a temperatura ambiente para evitar la oxidación de los minerales. Se molieron y tamizaron con malla de 2 mm y se volvieron a moler en un mortero de ágata, ya que a mayor homogeneidad de las muestras la precisión de las mediciones aumenta (Wei y Yang 2010, Bautista et al. 2011).

Análisis químicos

Las muestras de PU se comprimieron en un dado de 1 cm de diámetro sin ningún tratamiento químico o agentes aglutinantes, para obtener pastillas que se colocaron en un portamuestras y sellaron con película de poliéster (mylar).

Se cuantificaron las concentraciones totales de Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn mediante la técnica de fluorescencia de rayos X de energía dispersa (ED-XRF) en el Centro de Investigación y de Estudios Avanzados de Mérida, Yucatán. La técnica es cuantitativa, rápida, no destructiva ni contaminante (Lozano y Bernal 2005, Beckhoff et al. 2006).

La técnica ED-FRX es cuantitativa, ya que utiliza estándares para generar una curva de calibración de intensidad contra concentración, para después comparar las intensidades de las muestras con las de los estándares (Khodeir et al. 2012, Paltridge et al. 2012, Chen et al. 2014, Ihl et al. 2015, Cortés et al. 2017).

Se utilizaron estándares de referencia certificados internacionalmente para rocas y suelos. Como control de medición se consideró el estándar con clave de identificación IGLsy-1, el cual corresponde a una sienita de nefelina con alto contenido de Al y Si (Lozano y Bernal 2005, Beckhoff et al. 2006).

El espectrómetro ED-XRF es marca Jordan Valley EX-6600 equipado con un detector Si (Li), área activa de 20 mm² y resolución de 140 eV a 5.9 keV. Opera a un máximo de 54 kV y 4800 μA, en condiciones de vacío atmosférico, utilizando una tarjeta secundaria intercambiable y tiempo de medición de 300 s. Cada medición se repitió cinco veces.

Análisis de datos

Se realizó la estadística descriptiva de los MP en el PU para conocer la distribución de la muestra. El análisis espacial se realizó mediante interpolación con KI, para la cual se requieren valores umbrales que pueden ser los LMP de los MP determinados por normas ambientales. Se utilizó el programa

Geostatistics for the Environmental Sciences (GS+) (Robertson 2008).

Debido a que no existe regulación ambiental para los PU, tanto en México como en el resto del mundo, en esta investigación se usaron como valores umbrales los LMP para suelo urbano establecidos por la NOM 147 SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT 2007), así como las normas estadounidense (USEPA 2004) y canadiense (CCME 2007).

Los umbrales fueron los siguientes. Norma canadiense: Cr, 64 mg/kg; Cu, 63 mg/kg; Ni, 50 mg/kg; Pb, 140 mg/kg, y Zn, 200 mg/kg). Normas mexicana y estadounidense: Pb, 400 mg/kg, y V, 78 mg/kg. Norma mexicana para el Cr: 280 mg/kg.

A diferencia de kriging ordinario, el método de interpolación con KI no intenta conseguir un mapa de isolíneas de concentración, sino un mapa con las diferentes zonas de probabilidad de rebasar el valor umbral.

El KI hace una transformación binaria de los datos (0-1) para que el estimador sea menos sensible a los datos extremos. El valor 1 indica la máxima probabilidad de que la concentración del MP sea igual o mayor que el LMP; los valores menores a 1 indican algún grado de probabilidad de rebasarlo. Se calcula de la siguiente manera (Goovaerts 1999):

$$I(x_i; z_k) = \begin{cases} 1, & \text{cuando } Z(x_i) \leq z_k \\ 0, & \text{cuando } Z(x_i) \geq z_k \end{cases} \quad k = 1, \dots, K$$

donde $I(x_i; z_k)$ es la variable indicadora, $z(x_i)$ es la variable medida y z_k es el umbral deseado.

El semivariograma indicador experimental se calcula de la siguiente manera:

$$\lambda_i^*(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [I(x_i; z_k) - I(x_i + h; z_k)]^2$$

donde $N(h)$ es el número de pares indicadores que transforman a $I(x_i; z_k)$ e $I(x_i + h; z_k)$ separados por una distancia h .

La función de distribución acumulativa condicional en el sitio x_0 es:

$$F\left(\frac{x_0; z_k}{N}\right) = I^*(x_0; z_k) = \sum_{i=1}^N \lambda_i I(x_i; z_k)$$

donde $I^*(x_0; z_k)$ es el nivel del indicador estimado en el sitio no medido y λ_i es el peso asignado al valor del indicador conocido $I(x_i; z_k)$.

En los mapas se señalaron las zonas con los valores en el intervalo de 0.8 a 1 para ser lo más precisos en la descripción de los sitios con la máxima contaminación, los cuales deben atenderse con más urgencia.

Los mapas se realizaron con el programa ArcGIS 9.0 (ESRI 2004), proyección universal transversal

de Mercator (UTM), zona 14, elipsoide y datum horizontal Sistema Geodésico Mundial (WGS84).

El álgebra de mapas de los sitios de mayor superficie de sobreposición de MP se realizó con las superficies que tienen mayor probabilidad de superar el umbral considerando todos los metales analizados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de las concentraciones de los elementos Cr, Cu, Ni, Pb, y Zn en PU de la CDMX no tienen una distribución gaussiana o normal, ya que los coeficientes de asimetría y curtosis estandarizados no están en el intervalo de -2 a 2 , por lo que podría considerarse que estos elementos tienen un origen antrópico (Guvenc et al. 2003) (**Cuadro I**).

Los valores de la mediana de las concentraciones de Cr, Cu, Pb, V y Zn son mayores a los valores de fondo de la mediana de muestras de suelos de origen natural de la CDMX (Morton-Bermea et al. 2009), lo cual refuerza la consideración de un origen principalmente antrópico (**Cuadro II**).

Los valores de la concentración de Ni en el PU no tienen una distribución gaussiana pero son menores a los valores de fondo de suelos de origen natural de la CDMX, por lo que podría considerarse que tienen origen natural (**Cuadro II**).

En muestras de suelo de la CDMX se ha reportado que Pb, Cu y Zn son de origen antrópico, derivado del tráfico vehicular y la industria. Por el contrario, el origen de V, Ni y Cr no está del todo claro (Rodríguez-Salazar et al. 2011, Ihl et al. 2015).

El V se encuentra en rocas volcánicas (**Cuadro II**) pero también puede ser liberado al ambiente como óxidos de vanadio por la combustión de petróleo y carbón (ATSDR 2010), así como emisiones de automóviles. El petróleo americano contiene más V y el

91 % del V liberado al ambiente proviene de fuentes antrópicas (Rodríguez-Mercado y Altamirano-Lozano 2006, Liu et al. 2014).

De acuerdo con las normas ambientales canadienses, el porcentaje de las muestras que rebasaron los LMP para el suelo urbano fueron: Cr, 98 %; Zn, 80 %; Cu, 72 %; Pb, 63 %, y Ni, 44 %. Sin embargo, utilizando las normas mexicanas, los resultados fueron los siguientes: Cr, 1 %; Pb, 7 %, y V, 74 % de las muestras (**Cuadro II**).

Según las normas mexicanas, sólo el Cr, Pb, V significarían problemas de contaminación en el 1, 7 y 74 % de las muestras, respectivamente. Por el contrario, de acuerdo con las normas canadienses el Cr, Cu, Ni, Pb y Zn rebasan los LMP entre el 44 y 98 % de las muestras.

Análisis espacial

Los modelos de los variogramas tuvieron valores de r^2 mayores de 0.8 en el Cu, Pb, y Zn, lo cual indica que existe una alta correlación espacial donde los modelos explican más del 60 % de la dependencia espacial, lo cual es consistente con lo reportado en suelos de la CDMX por Rodríguez-Salazar et al. (2011) e Ihl et al. (2015). Esto indica que la estructura espacial está altamente influida por la contaminación derivada de las actividades antrópicas (**Cuadro III**).

En el Cr, Ni y V, r^2 fue menor de 0.6, lo que significa que existe baja correlación espacial (**Cuadro III**). Esta estructura espacial parece no estar influida por la contaminación, sino por el intemperismo natural de la roca madre, como reportan Rodríguez-Salazar et al. (2011) e Ihl et al. (2015) para los suelos de la CDMX.

El método de interpolación con KI mediante la transformación binaria de los datos (0-1) permitió que el estimador fuera menos sensible a datos extremos. El valor 1 indicó la máxima probabilidad de que la

CUADRO I. ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DE LOS METALES PESADOS EN POLVOS URBANOS DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Metal (N = 89)	Media	Desviación estándar	Máximo	Mínimo	Kurtosis estandarizada	Asimetría estandarizada
	(mg/kg)					
Cr	126	126	1258	40	148.03	32.6
Cu	97	61	340	10	5.41	5.6
Ni	51	28	151	0	4.02	3.65
Pb	206	128	610	17	1.08	3.43
V	88	15	119	48	-0.07	-1.19
Zn	321	150	935	114	6.25	5.80

CUADRO II. LÍMITES MÁXIMOS PERMITIDOS EN SUELOS URBANOS POR DIFERENTES PAÍSES Y NÚMERO DE MUESTRAS DE POLVOS QUE REBASAN LAS NORMAS DE MÉXICO, EUA Y CANADÁ

País	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
LMP (mg/kg)						
México	280	N/A	1600	400	78	N/A
EUA	210	3100	1600	400	78	23000
Canadá	64	63	50	140	N/A	200
Número de muestras de polvos que rebasan el LMP						
México-EUA	1	0	0	6	66	0
Canadá	87	64	39	56	N/A	71
Valores de fondo de la mediana en muestras de suelos de la CDMX ¹						
	105	32	56	19	87	76
Valores de fondo de la mediana de muestras de polvos de este estudio						
	113	83	48	190	90	291
Valores de la roca madre						
	347	33.2	163	5	168	83.7

¹Morton-Bermea et al. 2009

LMP: límite máximo permitido; N/A: no aplica

CUADRO III. PARÁMETROS DE LOS VARIOGRAMAS DE METALES PESADOS EN POLVOS URBANOS DE LA CDMX

Metal	Modelo	r ²	Estructura espacial %	Distancia	Nugget %	VC
Cr	Gaussiano	0.43	99	4 156	0.01	0.003
Cu	Exponencial	0.85	91	12 420	9	0.18
Ni	Esférico	0	89	1 250	10	0.03
Pb	Exponencial	0.87	91	18 300	9	0.42
V	Esférico	0.42	99	2 900	1	0.1
Zn	Esférico	0.8	60	15 660	40	0.2

concentración del MP fuera igual o mayor que el LMP, y los valores menores de 1 indicaron algún grado de probabilidad de rebasarlos.

Cromo

El área con mayor probabilidad de contaminación por Cr, de acuerdo con el LMP de 280 mg/kg establecido por la NOM 147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT 2007) se localiza al suroeste de la CDMX en la delegación Álvaro Obregón (**Fig. 2**). Abarca una superficie de 1495 ha y corresponde al

17.5 % de la superficie delegacional, al 1.09 % de la CDMX y 0.55 % de la superficie muestreada.

De acuerdo con el LMP de 280 mg/kg establecido por la normatividad mexicana, en el área conurbada (AC) con el Estado de México no existen zonas en que las concentraciones de Cr rebasen ese valor (**Cuadro IV**).

De acuerdo con la norma canadiense (CCME 2007), cuyo LMP es de 64 mg/kg, el área con mayor probabilidad de contaminación por Cr en la CDMX abarca una superficie de 127 075 ha y corresponde al

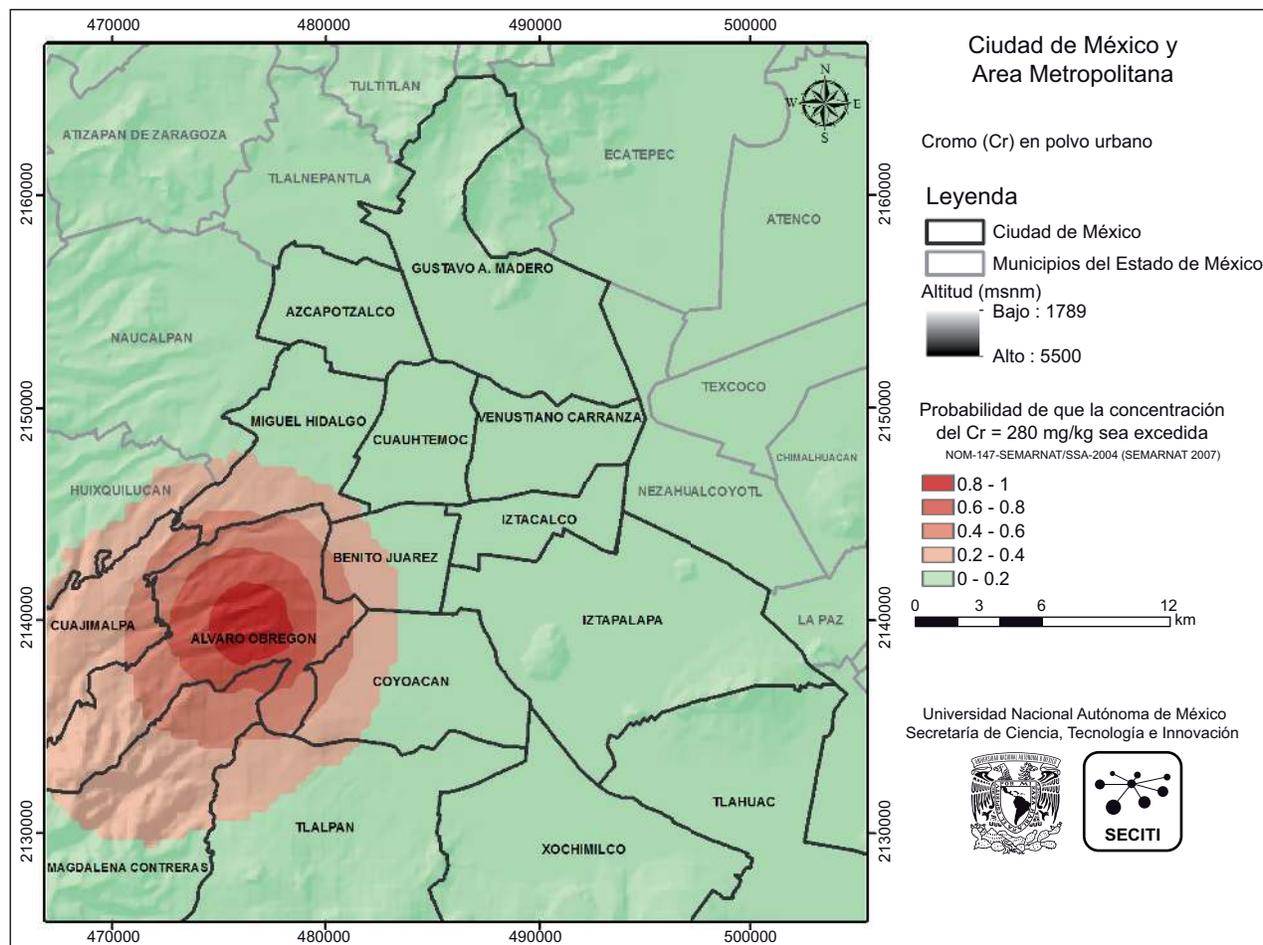


Fig 2. Áreas contaminadas con Cr en polvos urbanos de la CDMX con el LMP de 280 mg/kg establecido por las normas mexicanas (SEMARNAT 2007)

CUADRO IV. SUPERFICIES CONTAMINADAS POR MP EN POLVOS DE LA CIUDAD DE MÉXICO POR DELEGACIÓN Y ZONAS CONURBADAS CON EL ESTADO DE MÉXICO

Delegación/superficie (ha)	MP/límite máximo permitido (mg/kg)							
	Cr 280	Cr 64	Cu 63	Ni 50	Pb 400	Pb 140	V 78	Zn 200
Cuauhtémoc (3252)	0	3 252	3 252	859	915	3 252	3 252	3 252
Azcapotzalco (3385)	0	3 385	3 385	35	993	3 385	665	3 385
Iztacalco (2303)	0	2 302	2 302	0	82	2 220	30	2 302
Venustiano Carranza (3355)	0	3 355	3 355	726	0	3 292	545	3 355
Miguel Hidalgo (4679)	0	4 679	4 376	2	169	4 533	2 706	4 246
Benito Juárez (2675)	0	2 675	2 675	2	525	1 267	580	2 675
Iztapalapa (11351)	0	9 558	10 370	0	732	5 245	4 973	10 311
Gustavo A. Madero (8720)	0	8 720	1 101	2 524	0	3 017	5 004	6 969
Magdalena Contreras (10765)	0	10 765	0	10 765	0	0	4 150	0
Xochimilco (12714)	0	12 714	0	0	0	0	12 714	1 504
Coyoacán (5373)	0	5 373	3 694	1 004	0	0	1 050	4 905
Tlalpan (32519)	0	32 519	0	17 382	0	0	23 378	2 819
Álvaro Obregón (8527)	1495	8 527	1 983	2 688	0	1 095	481	1 589
Cuajimalpa (17323)	0	17 323	0	520	0	0	0	0
Tláhuac (9900)	0	1 926	754	0	0	0	4 511	725
Área CDMX (136840)	1495	127 075	37 248	36 506	3 418	27 306	64 039	48 038
Área conurbada (136659)	0	116 333	9 080	0	2 010	20 559	6 162	8 704
Área total (273 499)	0	243 407	46 328	36 506	5 428	47 865	70 202	56 742
ND-MP	0	15	11	8	6	9	14	13

Cr 280 y Pb 400 de acuerdo con las Norma Oficial Mexicana; Cr 64, Cu 63, Ni 50, Pb 140 y Zn 200 de acuerdo con las normas canadienses; ND-MP: número de delegaciones que presentan metales pesados; en negritas las superficies contaminadas en más del 80%; CDMX: Ciudad de México.

93 % de la superficie muestreada (**Fig. 3, Cuadro IV**). Se observa una probable influencia de los vientos dominantes con dirección noreste-suroeste.

En el Estado de México, el total del AC que rebasa esta misma situación es de 116 333 ha, correspondiente al 85 % de su superficie. El total del área contaminada es de 243 407 ha, correspondiente al 89 % del área muestreada (**Fig. 3, Cuadro IV**).

La alta probabilidad de rebasar el LMP del Cr en la mayor parte de la CDMX y AC se debe a la gran diversidad de fuentes industriales en el norte de la ciudad y otras pequeñas fuentes dispersas por toda la zona metropolitana.

El Cr ingresa al ambiente en las formas Cr III y Cr VI, proveniente del sistema de frenado de vehículos, de la quema de carbón de plantas eléctricas y petróleo, la producción y soldadura de acero inoxidable, la manufactura y uso de productos químicos, el curtido de cueros, la industria textil, colorantes,

galvanoplastia y disposición de residuos industriales de Cr (ATSDR 2010).

Aun cuando se reporta que el Cr es cancerígeno, su regulación en el PU sólo es necesaria en trabajadores expuestos a grandes cantidades de este elemento y por tiempo prolongado, ya que se encuentra por toda el área de estudio y de manera constante constituye un riesgo para la salud humana (ATSDR 2010).

En la CDMX, a través del tiempo se han observado los siguientes cambios en las concentraciones de Cr en el PU de suelos: 121 mg/kg (Morton-Bermea et al. 2009), 135 mg/kg (Rodríguez-Salazar et al. 2011), 84 mg/kg (Ihl et al., 2015) y 126 mg/kg en el polvo de este estudio.

Cobre

La presencia de Cu con mayores probabilidades de contaminación tomando en cuenta un LMP de 63 mg/kg según las normas canadienses (CCME

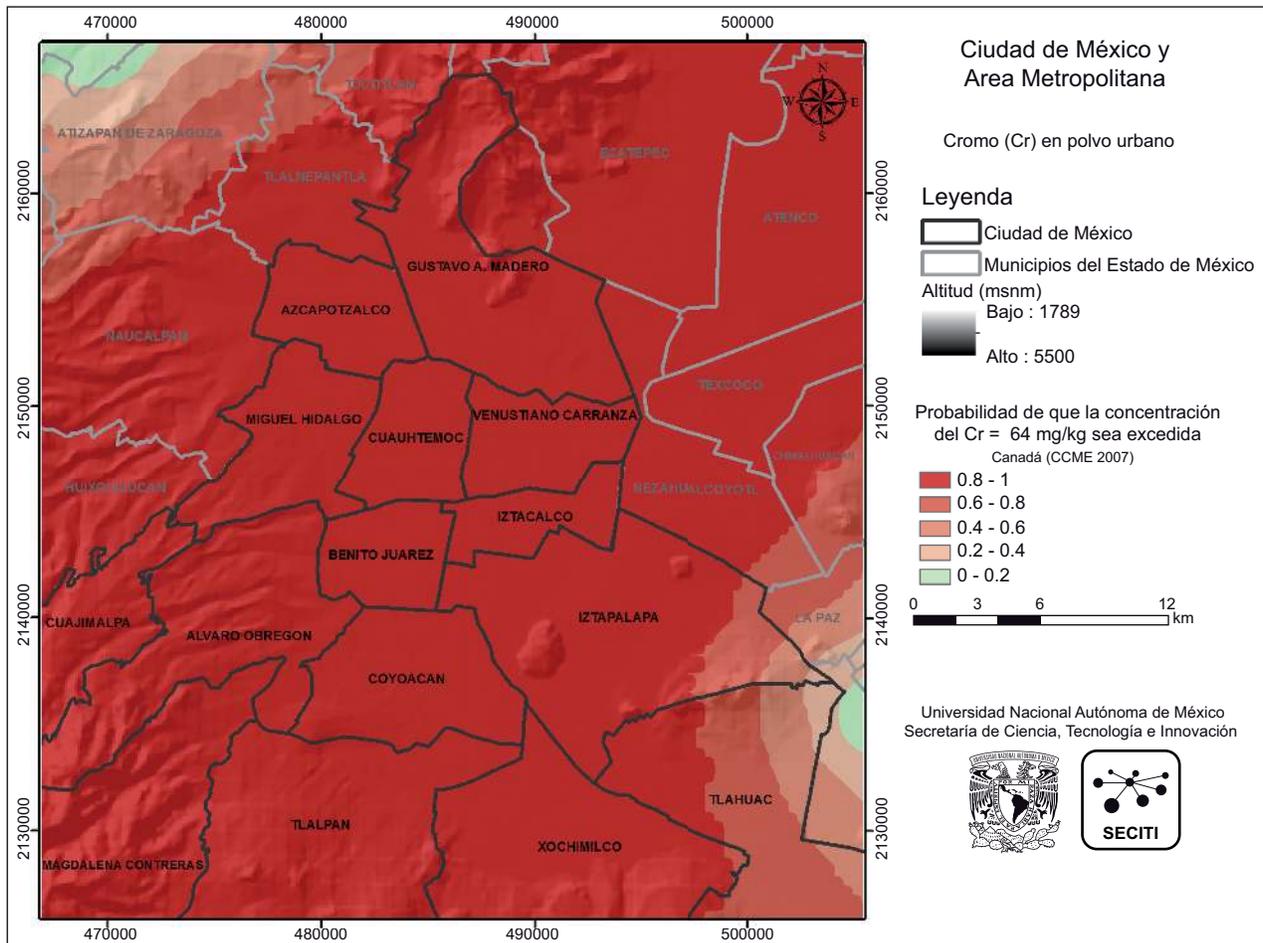


Fig. 3. Áreas contaminadas con Cr en polvos urbanos de la CDMX con el LMP de 64 mg/kg establecido por las normas canadienses (CCME 2007)

2007) abarca la totalidad de las delegaciones Azcapotzalco, Cuauhtémoc, Venustiano Carranza, Benito Juárez e Iztacalco (**Fig. 4**). El Cu también se encuentra en los siguientes sitios, pero de manera parcial: en el norte, en la delegación Gustavo A. Madero y el AC de Tlalnepantla y Tultitlán, Estado de México. En el este, en Netzahualcóyotl, Estado de México. En el sureste, en las delegaciones Iztapalapa y Tláhuac. En el sur, en Coyoacán. En el suroeste, en Álvaro Obregón. En el oeste, en Miguel Hidalgo y el AC de Naucalpan, Estado de México (**Fig. 4**).

El total del área de la CDMX contaminada por Cu es de 37 248 ha y corresponde al 27 % de su superficie; el área total contaminada conurbada con el Estado de México abarca 9 080 ha, correspondiente al 6.6 %. El área total contaminada es de 46 328 ha (33.6 %) del área muestreada (**Cuadro IV**).

El Cu y sus compuestos provienen de plantas industriales, galvanoplastia, lodos de tratamiento

de aguas, agua residual doméstica, combustión de desperdicios y derivados del petróleo, sistemas de frenado de vehículos de motor, hornos de ladrillos, plantas de cemento y fuentes naturales como suelos, volcanes, vegetación en descomposición e incendios forestales (ATSDR 2010).

El Cu es esencial para mantener buena salud; sin embargo, la exposición a dosis altas o prolongadas puede ser perjudicial. El Cu no ha sido clasificado como carcinogénico en seres humanos porque no hay estudios al respecto, ni está regulado ambientalmente en México (ATSDR 2010).

En este estudio, el Cu rebasa los LMP establecidos por las normas canadienses para suelos, pero no las estadounidenses. En México no están regulados los suelos y polvos, lo cual es necesario porque se encontraron valores en PU hasta 100 % mayores que en roca madre (33.2 mg/kg) (Morton-Bermea et al. 2009).

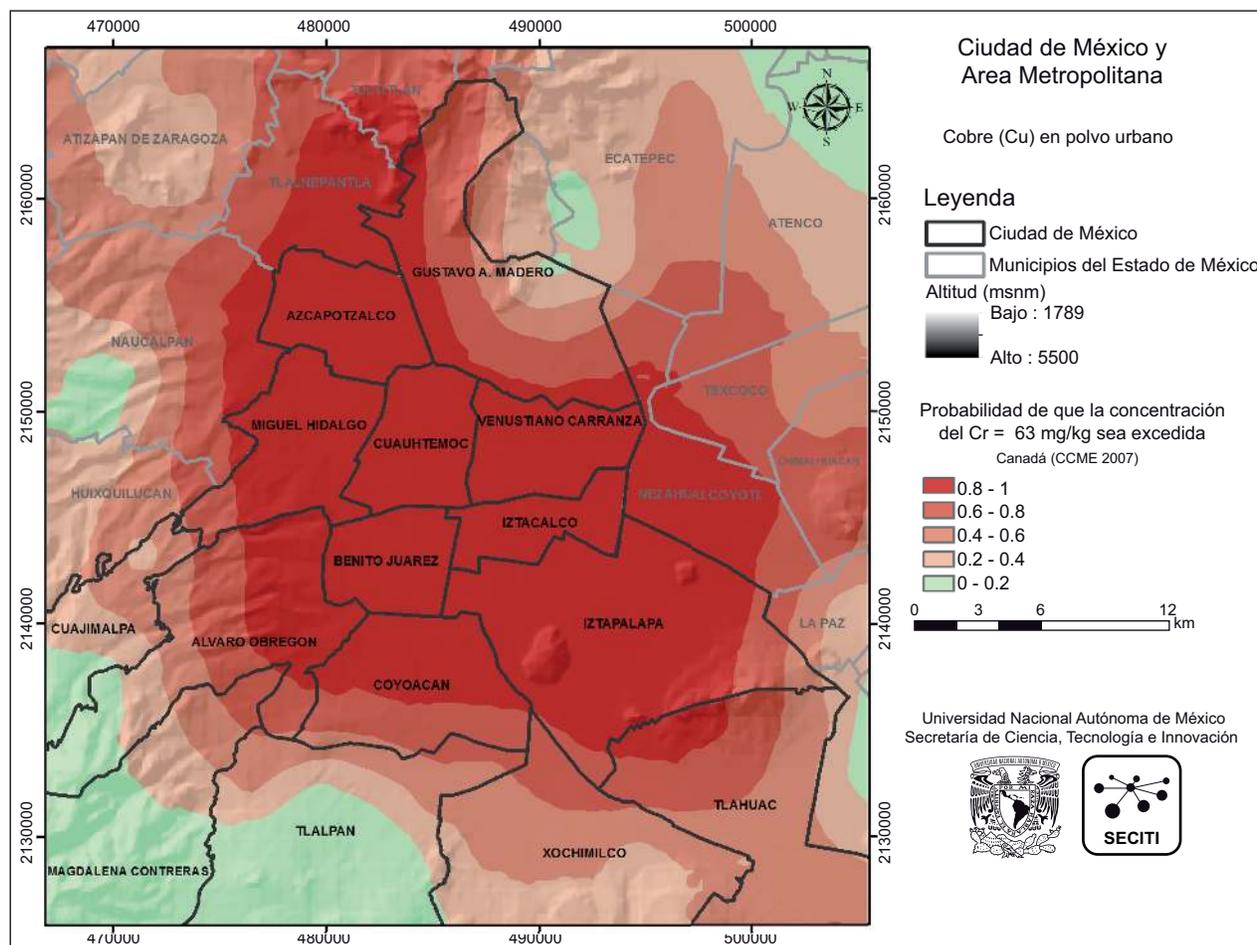


Fig. 4. Áreas contaminadas con Cu en polvos urbanos de la CDMX con el LMP de 63 mg/kg establecido por las normas canadienses (CCME 2007)

A través del tiempo, en la CDMX las concentraciones de Cu en suelos han presentado un incremento: 61 mg/kg (Morton-Bermea et al. 2009), 93 mg/kg (Rodríguez-Salazar et al. 2011), 92 mg/kg (Ihl et al. 2015) y 97 mg/kg en el polvo urbano de este estudio.

Níquel

Las áreas donde las mayores probabilidades de contaminación por Ni con el LMP de 50 mg/kg establecido por las normas canadienses (CCME 2007) se distribuyen de manera parcial en las delegaciones Gustavo A. Madero, Venustiano Carranza y Cuauhtémoc, ubicadas en la parte central de la CDMX, así como en el suroeste, en las delegaciones Cuajimalpa, Tlalpan, Álvaro Obregón y Coyoacán, y de forma total en la delegación Magdalena Contreras (Fig. 5).

En el AC con el Estado de México no hay zonas que rebasen el LMP (Fig. 5). El total del área

contaminada abarca 36 506 ha y corresponde al 17 % del área de la CDMX y 13 % del área muestreada (Cuadro IV). Al igual que en el Cr, se observa posible influencia de los vientos del noreste-suroeste.

El Ni es liberado a la atmósfera por industrias que fabrican aleaciones y otros compuestos, y como desechos en aguas residuales, plantas de energía que queman petróleo o carbón, y por incineradores de basura (ATDSR 2010).

Una gran cantidad de Ni liberada al ambiente termina en el suelo o en sedimentos, donde se adhiere fuertemente a partículas que contienen Fe y Mn. El Ni se encuentra de forma natural en la corteza terrestre, en los suelos y es liberado por volcanes (ATDSR 2010).

El Ni se adhiere fuertemente a las partículas de polvo y de tierra. Sólo las condiciones ácidas favorecen su movilización en el suelo; no obstante, es

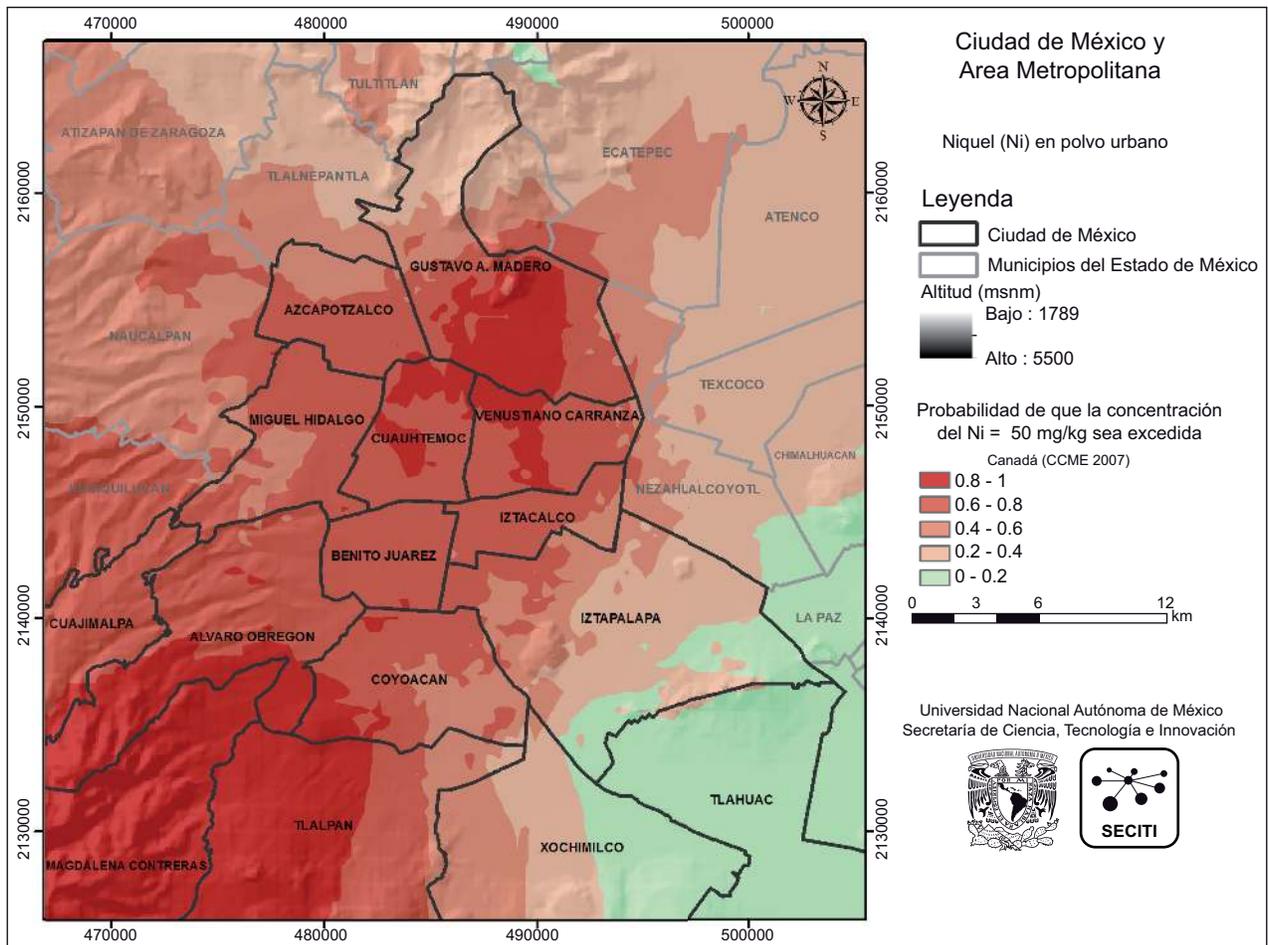


Fig 5. Áreas contaminadas con Ni en polvos urbanos de la CDMX con el LMP de 50 mg/kg establecido por las normas canadienses (CCME 2007)

considerado carcinogénico cuando se encuentra en altas concentraciones, como en las plantas de procesamiento del Ni.

En este estudio, las concentraciones de Ni rebasaron los LMP establecidos por las normas canadienses para suelos, pero no las mexicanas ni las estadounidenses. Sin embargo, los polvos urbanos pueden ser más dañinos porque pueden ser inhalados.

En la CDMX existe un ligero enriquecimiento del Ni en el suelo a través del tiempo, considerando los valores promedio de sus concentraciones: 45 mg/kg (Morton-Bermea et al. 2009), 49 mg/kg (Rodríguez-Salazar et al. 2011), 45 mg/kg (Ihl et al. 2015) y 51 mg/kg en este estudio.

Los valores del Ni en roca madre (163 mg/kg) (Morton-Bermea et al. 2009) rebasan los LMP de las normas canadienses, pero no los de la norma mexicana debido a que el umbral es de 1600 mg/kg.

Plomo

Las probabilidades de contaminación por Pb con el LMP de 140 mg/kg establecido por las normas canadienses (CCME 2007) se distribuyen en la mayor parte de la ciudad, desde el noroeste hacia el sureste, en la totalidad de las delegaciones Azcapotzalco y Cuauhtémoc, y Tlalnepantla, Estado de México (**Fig. 6**).

De manera parcial, el Pb se distribuye de la siguiente manera: en el norte, en Tultitlán y Tlalnepantla, Estado de México; en el noroeste, en Atizapán de Zaragoza, y en el oeste en Naucalpan y Huixquilucan. Además, en las delegaciones céntricas como Gustavo A. Madero, Miguel Hidalgo, Venustiano Carranza, Iztacalco y Benito Juárez, y en el sur en Álvaro Obregón e Iztapalapa (**Fig. 6**).

El Pb abarca 27 306 ha y corresponde al 20 % de la superficie total de la CDMX. El AC con el Estado de México que rebasa esa misma situación es de 20

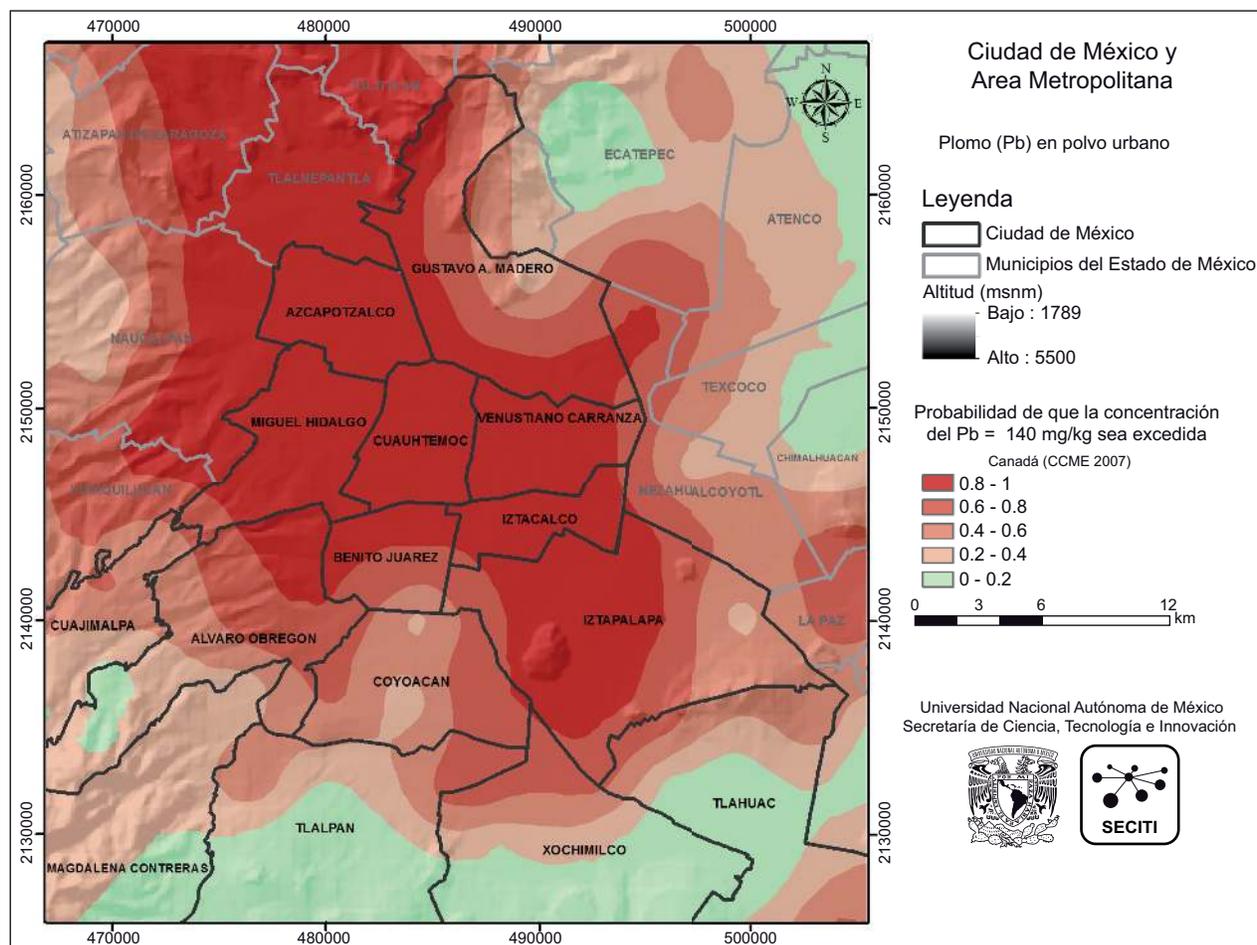


Fig 6. Áreas contaminadas con Pb en polvos urbanos de la CDMX con el LMP de 140 mg/kg establecido por las normas canadienses (CCME 2007)

559 ha y corresponde al 15 % del total. El total del área contaminada es de 47 865 ha (17.5 %) del área muestreada (**Cuadro IV**).

Las áreas con mayores probabilidades de contaminación por Pb con el LMP de 400 mg/kg (SEMARNAT 2007) se distribuyen de manera parcial a partir del noroeste, en Atizapán de Zaragoza y Naucalpan, Estado de México. En el centro, se ubican en las delegaciones Azcapotzalco, Miguel Hidalgo, Cuauhtémoc, Benito Juárez e Iztacalco, y en el sureste en Iztapalapa (**Fig. 7**) El Pb abarca 3 418 ha (2.5 %) de la CDMX y 2 010 ha (1.5 %) del AC, con un total de 5 428 ha (2 % del área muestreada) (**Cuadro III**).

En concordancia con los resultados de este trabajo, Ihl et al. (2015) utilizaron estos mismos LMP y reportaron que el Pb contenido en suelo rebasa los LMP en la zona centro-oeste de la CDMX. En

este estudio el Pb en el polvo se distribuye hacia el noroeste y en una superficie mayor, ya que los contaminantes contenidos en el PU se dispersan más que los contenidos en los suelos (Bautista et al. 2011).

El Pb puede entrar al ambiente a través de la industria del hierro y acero, quema de carbón, petróleo o desechos, manufactura de municiones y baterías, así como en la disposición de productos que contienen Pb, soldaduras de Pb y uso de plaguicidas. Antes de que se prohibiera el uso de gasolina con Pb, la mayor parte de este elemento que era liberada al ambiente provino del escape de automóviles (ATDSR 2010).

El Pb puede permanecer adherido a partículas del suelo o sedimento en el agua durante muchos años, se encuentra disponible en el suelo en condiciones ácidas y produce cáncer cuando se incorpora al organismo humano en grandes cantidades (ATDSR 2010). En este estudio, las concentraciones de Pb

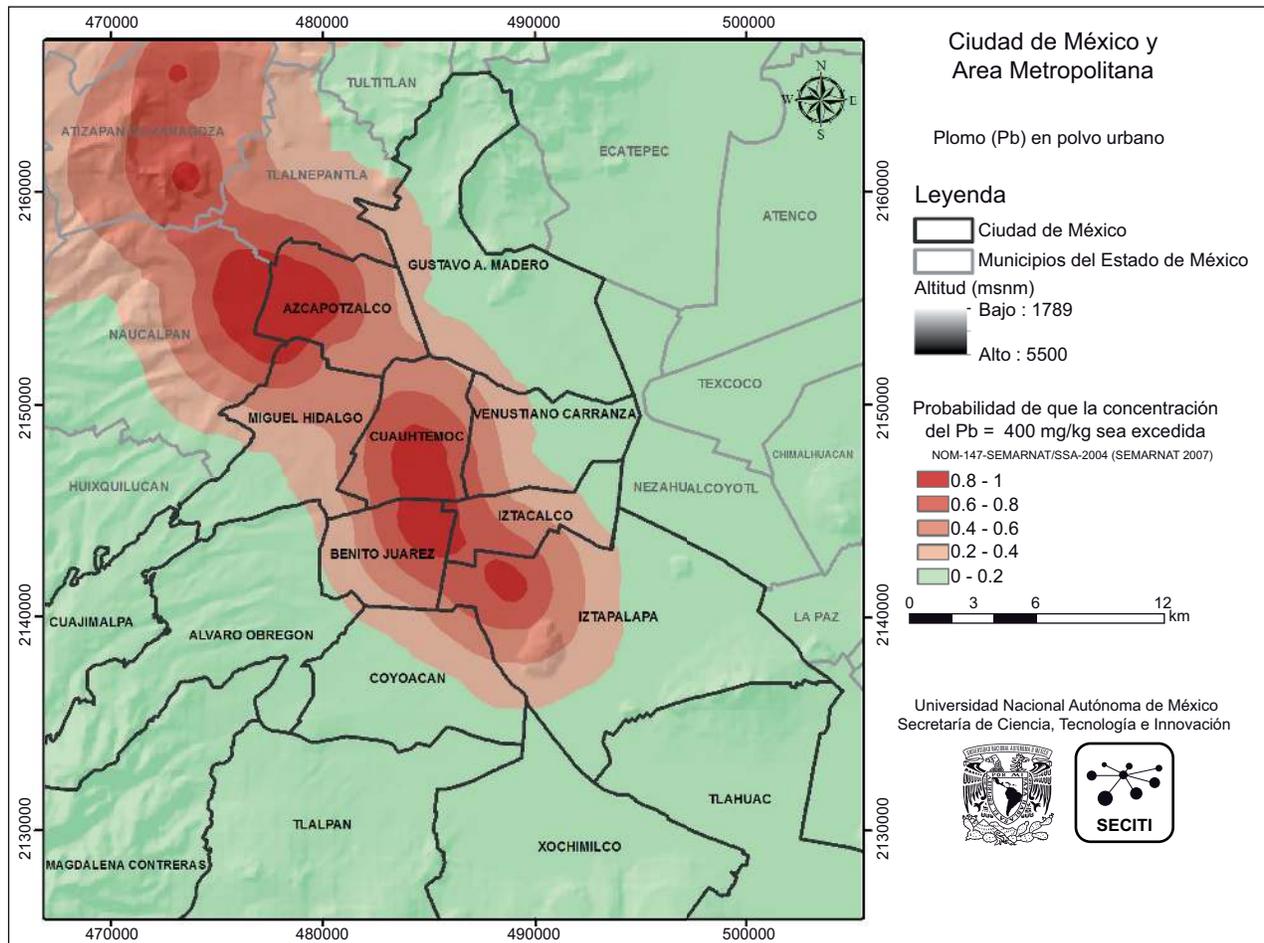


Fig 7. Áreas contaminadas con Pb en polvos urbanos de la CDMX con el LMP de 400 mg/kg establecido por las normas mexicanas (SEMARNAT 2007)

en PU rebasan los LMP establecidos por las normas canadienses, mexicanas y estadounidenses.

A través del tiempo ha habido un aumento del Pb en el suelo de la CDMX considerando los promedios de sus concentraciones, que han sido hasta 22 veces mayores respecto de los valores de la roca madre (5 mg/kg) (Morton-Bermea et al. 2009): 112 mg/kg (Morton-Bermea et al. 2009), 116 mg/kg (Rodríguez-Salazar et al. 2011), 163 mg/kg (Ihl et al. 2015) y 206 mg/kg en los polvos de este estudio.

Vanadio

Las zonas con mayores probabilidades de contaminación por V con el LMP de 78 mg/kg establecido por la norma mexicana (SEMARNAT 2007) se distribuyen del noreste hacia el sur de la ciudad (**Fig. 8**). El V abarca parcialmente Ecatepec y Tlalnepantla, en el Estado de México; en las delegaciones céntricas,

como Gustavo A. Madero, Azcapotzalco, Miguel Hidalgo, Cuauhtémoc, Venustiano Carranza, Benito Juárez y Álvaro Obregón, y en el sur desde la Magdalena Contreras, Tlalpan, Coyoacán y Xochimilco hasta el sureste en Iztapalapa y Tláhuac (**Fig. 8**).

El total de la superficie que abarca el V en la CDMX es de 64 039 ha (47 %) y 6 162 ha de la zona conurbada (4.5 %), conformando un total de 70 202 ha (26 %) de la superficie muestreada (**Cuadro IV**).

Al igual que ocurre con el Cr y el Ni, se observa posible influencia de los vientos del noreste-suroeste, pero la diferencia es que el V se distribuye también hacia el sureste.

El V entra al ambiente mediante la actividad industrial en aleaciones de hierro y acero, colorantes para cerámica, y mediante la combustión de petróleo o carbón. De manera natural el V se encuentra en las rocas del sur de la CDMX. Se ha reportado

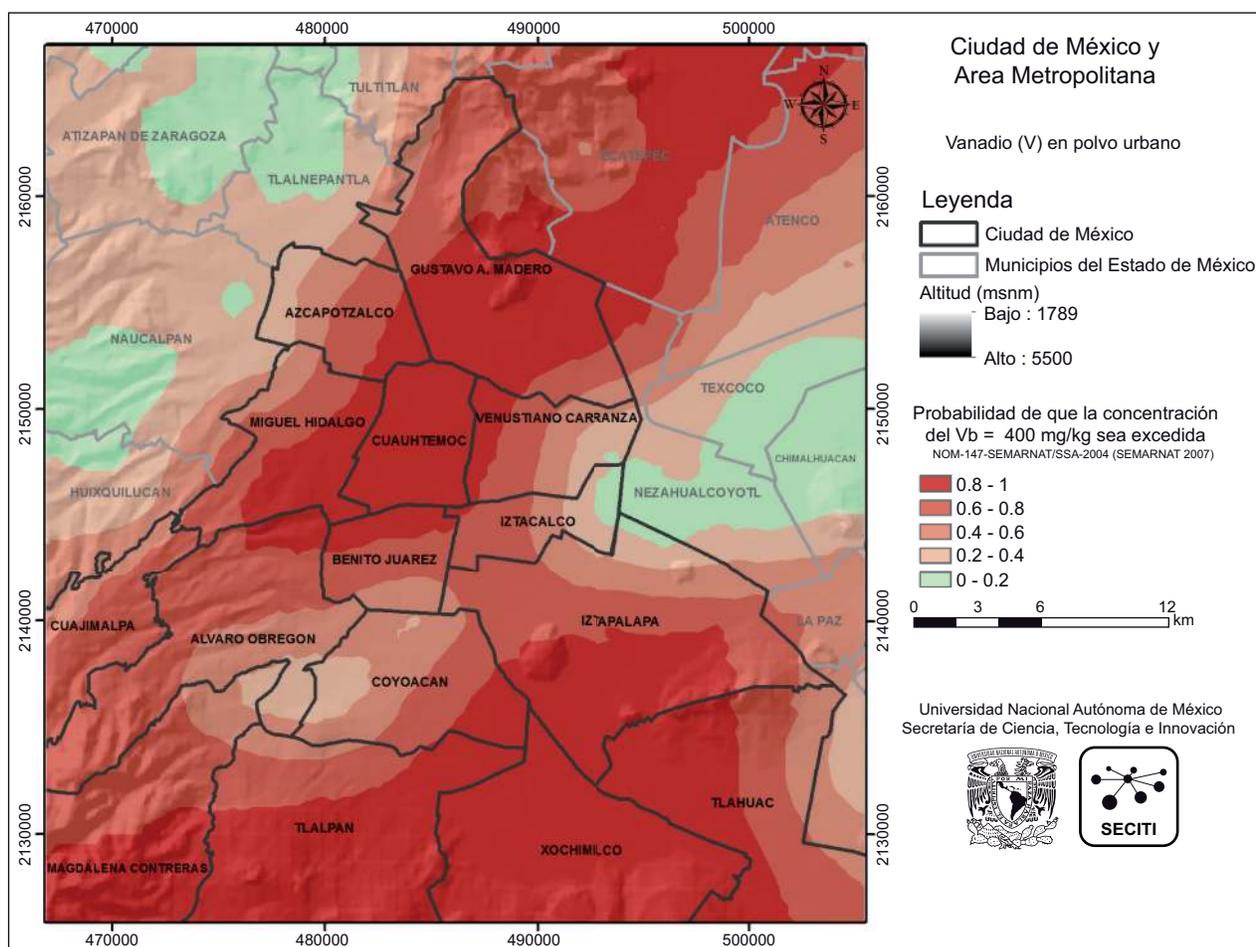


Fig 8. Áreas contaminadas con V en polvos urbanos de la CDMX con el LMP de 78 mg/kg establecido por las normas mexicanas (SEMARNAT 2007)

como cancerígeno (Rodríguez-Mercado et al. 2006, ATSDR 2010).

Zinc

Las zonas con mayores probabilidades de contaminación por Zn con el LMP de 200 mg/kg establecido por las normas canadienses (CCME 2007) se distribuyen de manera total en las delegaciones Azcapotzalco, Cuauhtémoc, Venustiano Carranza, Benito Juárez e Iztacalco (Fig. 9). De manera parcial se sitúan en Naucalpan, Nezahualcóyotl, Tlalnepantla y Tultitlán, Estado de México, y en las delegaciones Gustavo A. Madero, Miguel Hidalgo, Álvaro Obregón, Coyoacán, Tlalpan, Xochimilco e Iztapalapa (Fig. 9).

El total del área contaminada en la CDMX es de 48 038 ha, correspondiente al 35 % de la superficie total, 8704 ha (6.4 %) del área conurbada y 56 742 ha (21 %) del área muestreada (Cuadro IV).

El Zn se presenta de forma natural, pero las concentraciones han aumentado por las actividades industriales, la combustión de carbón y residuos, el procesamiento del acero, los catalizadores y neumáticos de autos, y los aceites de motores, fungicidas e insecticidas, aguas residuales provenientes de la industria galvánica, producción de pilas, pergaminos y pinturas (Lenntech 2017).

En este estudio se encontraron valores promedio de Zn de 321 mg/kg, muy superiores a los contenidos de fondo y de la roca madre (76 y 83.7 mg/kg, respectivamente) (Morton-Bermea et al. 2009).

A través del tiempo, los valores promedio del Zn en suelos en la CDMX han tenido las siguientes fluctuaciones: 288 mg/kg (Morton-Bermea et al. 2009), 447 mg/kg (Rodríguez-Salazar et al. 2011), 287 mg/kg (Ihl et al., 2015) y 321 mg/kg en el polvo urbano de este estudio.

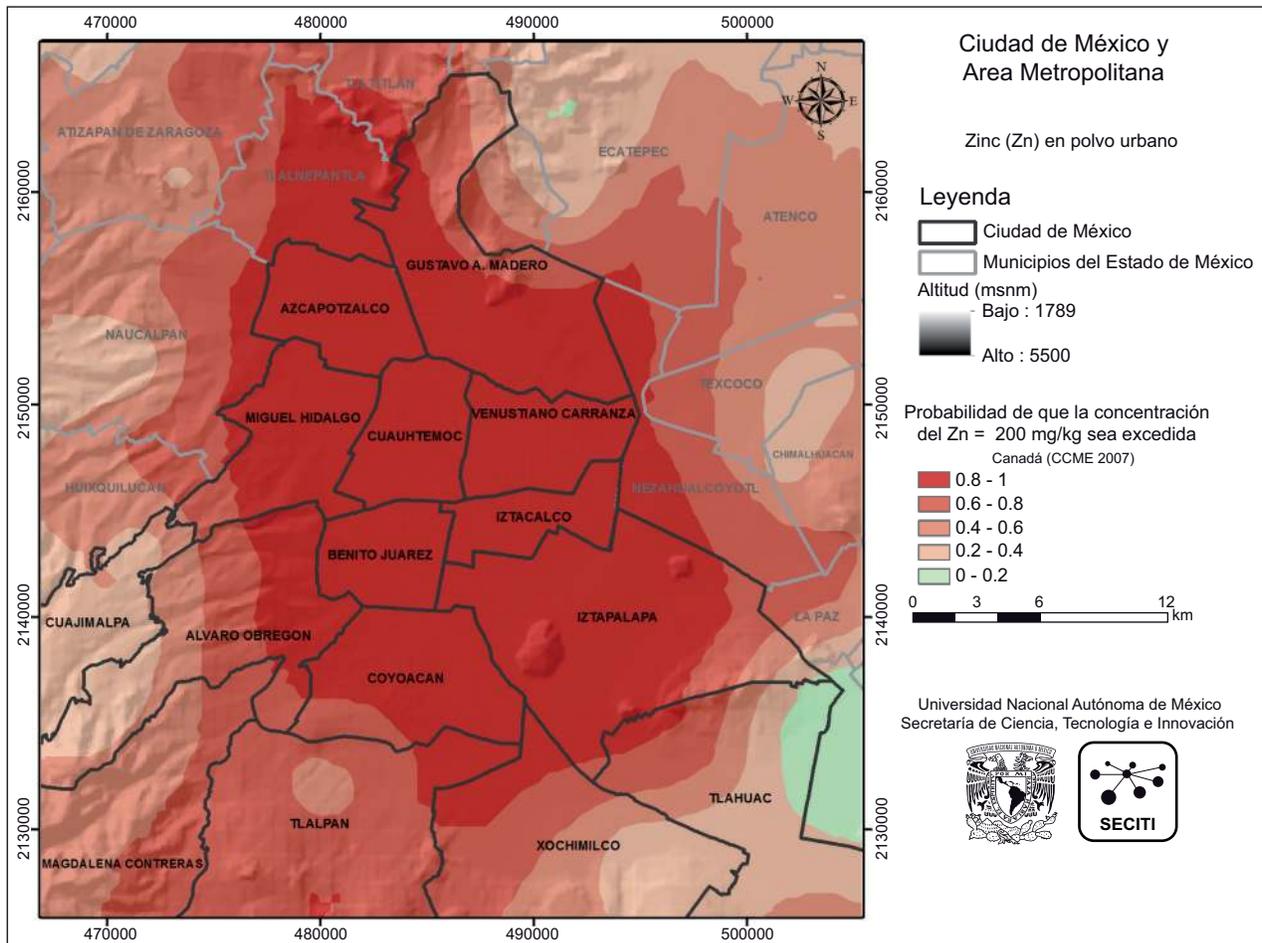


Fig 9. Áreas contaminadas con Zn en polvos urbanos de la CDMX con el LMP de 200 mg/kg establecido por las normas canadienses (CCME 2007)

Integración espacial

El mapa de integración de las superficies contaminadas con MP de acuerdo con las normas mexicanas para Cr (280 mg/kg) y Pb (400 mg/kg) muestra la superficie de sobreposición del Cu, Ni, Pb, V y Zn (Fig. 10). Abarca un área de 11 678 ha y corresponde al 4 % de la superficie muestreada (Cuadro V). Se ubica en las delegaciones Azcapotzalco, Cuauhtémoc, Gustavo A. Madero, Venustiano Carranza e Iztacalco.

La mayor superficie de sobreposición está definida por la asociación entre el Cu y Zn. Aabarca 39 849 ha y se ubica en las delegaciones del norte y centro en dirección sureste (Fig. 10, Cuadro V).

El mapa de integración de las superficies contaminadas con MP de acuerdo con las normas mexicanas para el V (78 mg/kg) y las normas canadienses para los demás metales muestra una superficie de sobreposición del Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn ubicada en las delegaciones Azcapotzalco, Cuauhtémoc, Gustavo A. Madero, Venustiano Carranza e Iztacalco (Fig. 11). Abarca un área de 11706 ha que corresponde al 4 % de la superficie total del área de muestreo (Cuadro VI).

Cortés et al. (2017) reportaron la confluencia de estos mismos metales (Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) en el polvo urbano de Ensenada Baja California, México. Además, se presenta una asociación

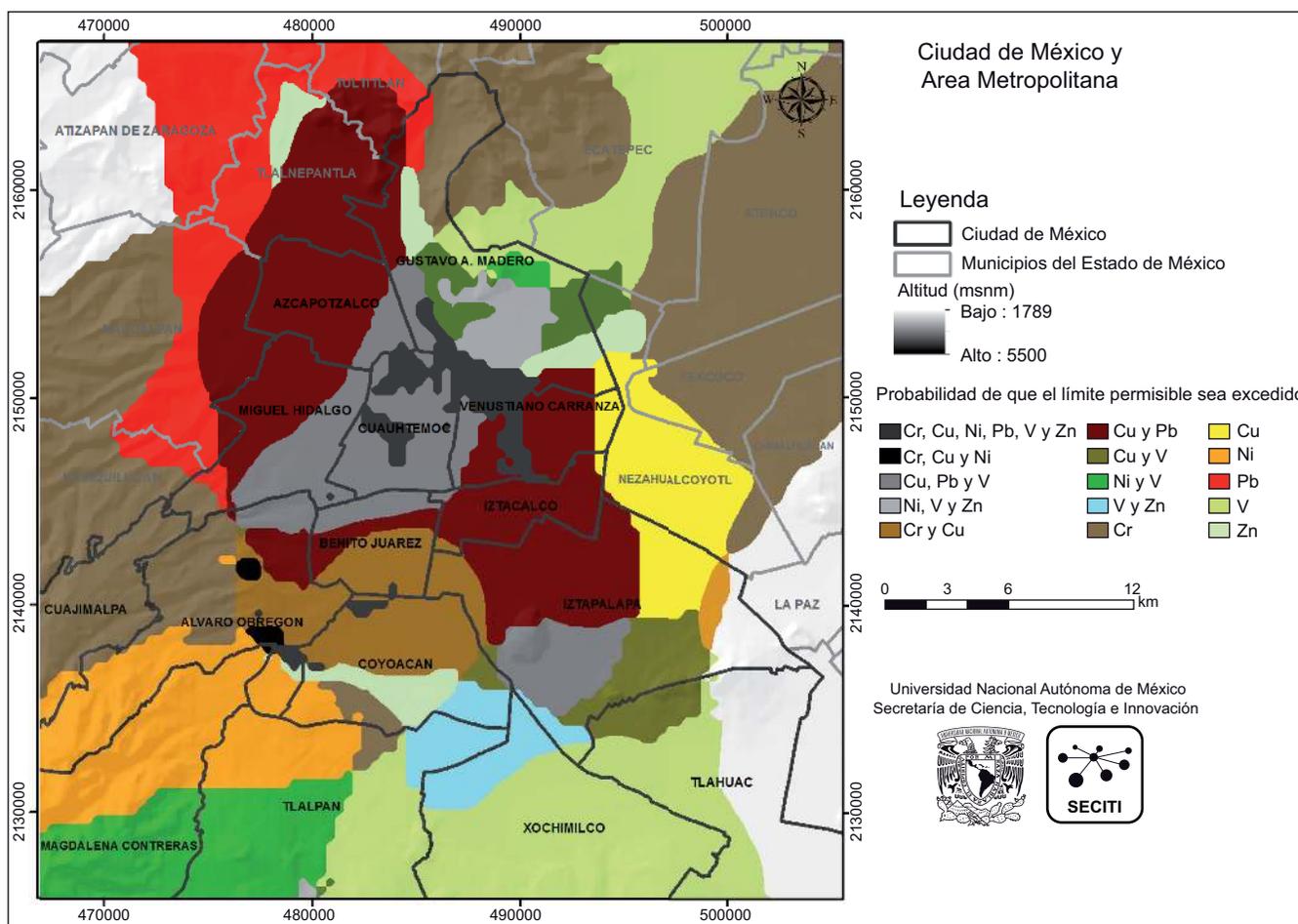


Fig 10. Mapa de integración de las superficies contaminadas con MP contenidos en los polvos de la CDMX de acuerdo con las normas mexicanas para Cr, Pb y V y las normas canadienses para Cu, Ni y Zn

CUADRO VI. SUPERFICIE CONTAMINADA POR MP EN POLVOS DE LA CIUDAD DE MÉXICO DE ACUERDO CON LAS NORMAS MEXICANAS PARA EL VANADIO Y LAS NORMAS CANADIENSES PARA CROMO, COBRE, NÍQUEL, PLOMO, Y ZINC

Metal pesado	Superficie (ha)	Superficie (%)
Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn	11 706	4.28
Cr, Cu y Ni	1 969	0.72
Cu, Pb y V	26 010	9.51
Ni, V y Zn	8 615	3.15
Cr y Cu	18 625	6.81
Cu y Pb	35 008	12.80
Cu y V	8 424	3.08
Ni y V	11 952	4.37
V y Zn	8 178	2.99
Cr	38 481	14.07
Cu	2 297	0.84
Ni	16 875	6.17
Pb	31 835	11.64
V	25 435	9.30
Zn	5 716	2.09

LMP: Cr, 64 mg/kg (CCME, 2007); Cu, 63 mg/kg (CCME, 2007); Ni, 50 mg/kg (CCME, 2007); Pb, 140 mg/kg (CCME, 2007); V, 78 mg/kg (SEMARNAT, 2007); Zn, 200 mg/kg (CCME, 2007)

entre el Cu y Pb que abarca la mayor superficie de sobreposición (35 008 ha) (**Cuadro VI**), ubicada en las delegaciones del norte y centro en dirección sureste (**Fig. 11**).

En ambos mapas de integración, donde coincide el mayor número de MP, se conformaron superficies de tamaño muy semejante con una diferencia de 18 ha debido a que en el mapa diseñado con los umbrales de las normas canadienses se aumenta la superficie ocupada por el Cr.

Superficie contaminada por metales pesados por delegación

Las delegaciones que presentan más del 80% de superficie con el mayor número de MP, que además tienen las probabilidades más altas de rebasar los LMP, son: Cuauhtémoc, con cinco metales (Cr, Cu, Pb, V y Zn); Azcapotzalco, Iztacalco, Venustiano Carranza y Miguel Hidalgo, con cuatro metales (Cr, Cu, Pb, y Zn) (**Cuadro IV**).

Los MP que se presentan en el mayor número de delegaciones son: Cr (nivel: 64 mg/kg) en todas las delegaciones; V en 14, Zn en 13, Cu y Ni en 11, Pb (nivel: 140 mg/kg) en ocho, Pb (nivel: 400 mg/kg) en seis y Cr (nivel: 280 mg/kg) en una (**Cuadro IV**).

El porcentaje total de superficie ocupada por cada MP presenta el siguiente orden: Cr (nivel: 64 mg/kg) el 89 %, V el 26 %, Zn el 21 %, Pb (nivel: 140 mg/kg) el 17.5 %, Cu el 17 %, Ni el 13 %, Pb (nivel: 400 mg/kg) el 2 % y Cr (nivel: 280 mg/kg) el 1 % (**Cuadro IV**).

Asociaciones entre metales pesados

El Cu y Zn tienen un coeficiente de correlación más alto que el resto de los elementos ($r = 0.76$, $p < 0.05$) (**Cuadro VII**). El análisis de conglomerados del Cu y Zn (**Fig. 12**) y su distribución espacial (**Figs. 4 y 9**, respectivamente) ratifican esta asociación, ya que su conformación en el espacio es muy semejante. Ambos MP ocupan el 100 % de la superficie en las mismas cinco delegaciones céntricas y casi en la misma proporción.

El total de la superficie que ocupa el Cu es de 37 248 ha y el Zn de 48 038 ha. Esta diferencia de 10 790 ha obedece a que el Zn se presenta en las delegaciones Tlalpan, y Xochimilco, mientras que el Cu no lo hace (**Cuadro IV**).

El Zn y Ni tienen un coeficiente de correlación de 0.70 ($p < 0.05$) (**Cuadro VII**). El análisis de conglomerados ratifica esta asociación (**Fig. 12**); sin embargo, su distribución espacial no es tan semejante como entre el Zn y Cu, ya que las probabilidades más altas de rebasar los LMP en el Zn se distribuyen

CUADRO VII. MATRIZ DE CORRELACIONES ENTRE LOS METALES PESADOS EN POLVOS URBANOS DE LA CIUDAD DE MÉXICO

	Cr	Cu	Ni	Pb	V
Cu	0.34				
Ni	0.45				
Pb	0.22	0.47	0.24		
V	0.36		0.33		
Zn	0.54	0.76	0.70	0.48	0.35

r = factor de correlación; $P < 0.05$

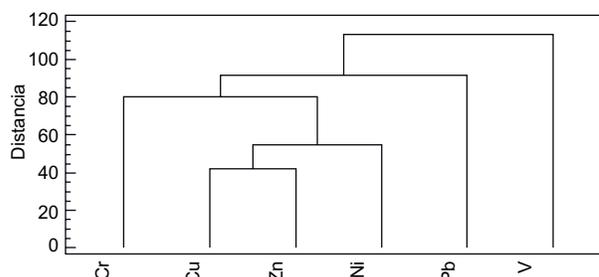


Fig. 12. Análisis de conglomerados entre los metales pesados contenidos en polvos de la CDMX

principalmente en el centro de la ciudad y el Ni en su mayor parte en la zona montañosa del suroeste (**Fig. 5 y 9**).

Además de las correlaciones positivas existentes entre el Zn, Pb y Cu ($p < 0.05$) (**Cuadro VII**), se observa también una correlación espacial tanto en los sitios donde se ubican las áreas con mayor probabilidad de rebasar los LMP (**Fig. 4, 6 y 9**), como en el tamaño de las superficies ocupadas: Zn, 56 742 ha; Pb, 47 865 ha, y Cu, 46 328 ha (**Cuadro IV**).

CONCLUSIONES

El análisis de la distribución espacial de cada uno de los metales pesados utilizando la interpolación KI permitió la identificación de los patrones de dispersión, así como de las zonas que rebasan los límites máximos permisibles.

El interpolador KI y el álgebra de mapas ArcGis son dos herramientas que permiten un análisis espacial integrado, con lo cual se logran mapas de gran utilidad para la instrumentación de planes de remediación de sitios contaminados en zonas urbanas.

Las delegaciones más contaminadas con metales pesados son Cuauhtémoc, Venustiano Carranza y Gustavo A. Madero. Allí se localizan las zonas que requieren medidas de remediación urgentes.

Los mapas integrados con las zonas de mayor probabilidad de rebasar los umbrales de contaminación (los LMP) para cada metal pesado permiten identificar las zonas más contaminadas considerando todos los metales pesados analizados. Las áreas señaladas en los mapas integrales deberán ser de atención prioritaria por parte de las autoridades.

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación de la Ciudad de México por el apoyo financiero a través del proyecto SECITI/051/2016. Agradecemos al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo financiero CB-2011-01-169915.

REFERENCIAS

- Aguilar Reyes B., Bautista F., Gogichaishvili A., Quintana P., Carvallo C. y 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. *Geofis. Int.* 52 (2), 121-133.
DOI: 10.19155/geofint.2013.052.2.1528
- Antunes I.M.H.R. y Alburquerque M.T.D. (2013). Using indicator kriging for the evaluation of arsenic potential contamination in an abandoned mining area (Portugal). *Sci. Total Environ.* 442 (1), 545-552.
DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.10.010
- ATSDR (2010). Resúmenes de salud pública. Manganeso, plomo, vanadio. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades [en línea]. <https://www.atsdr.cdc.gov/es/index.html> 02/05/2016
- Bautista F., Cram S. y Sommer I. (2011). Suelos. En: *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales* (Bautista F., Palacio J.L. y Delfin H., Eds.). Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, CDMX, México, pp. 227-258.
- Beckhoff B., Kanngießer B., Langhoff N., Wedell R. y Wolff H. (2006). *Handbook of practical X-ray fluorescence analysis*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Alemania, 878 pp. DOI: 10.1007/978-3-540-36722-2
- Burrough P.A. y McDonnell R.A. (1998). *Principles of geographical information systems. Spatial information systems and geostatistics*. Oxford University Press, Nueva York, EUA, 333 pp
- CCME (2007). Soil quality guidelines for the protection of environmental and human health, agricultural, residential/parkland, commercial, industrial. Summary table. Canadian Council of Ministers of the Environment [en línea]. <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/en/index.html> 27/04/2018
- Cejudo R., Bautista F., Quintana P., Delgado-Carranza M.C., Aguilar D., Gogichaishvili A. y Morales-Contreras J.J. (2015a). 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. *Rev. Mex. Cien. Geol.* 32 (1), 50-61.
- Cejudo R., Gogichaishvili A., Bautista F., Delgado C., Quintana P., Aguilar D., Ramos S., Morales J., Soler A.M., Cossio-Pérez I., Hernández A. y López-Loera H. (2015b). Caracterización magnética de polvo urbano y plantas en la Zona Metropolitana del Valle de México. *Latinmag. Letters* 5 (5), 1-16.
- Cortés J.L., Bautista F., Delgado C., Quintana P., Aguilar D., García A., Figueroa C. y Gogichaishvili A. (2017). Spatial distribution of heavy metals in urban dust from Ensenada, Baja California, Mexico. *Rev. Chapingo Ser. Cien. Fores. Amb.* 23 (1), 47-60.
DOI: 10.5154/r.rchscfa.2016.02.005
- Chen H., Lu X., Li L.Y., Gao T. y Chang Y. (2014). Metal contamination in campus dust of Xi'an, China: A study

- based on multivariate statistics and spatial distribution. *Sci. Total Environ.* 484, 27- 35.
DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.03.026
- Díaz-Rodríguez J. (2006). Los suelos lacustres de la ciudad de México. *Revista Internacional de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil* 62 (2), 111-129.
- ESRI (2004). ArcGIS 9. Getting started with ArcGIS software. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, EUA.
- FIMEVIC (2012). Diagnóstico de la movilidad de las personas en la Ciudad de México. Parque vehicular, predominio del transporte privado. Fideicomiso para el mejoramiento de las vías de comunicación del Distrito Federal. Fideicomiso para el Mejoramiento de las Vías de Comunicación en el Distrito Federal [en línea]. <http://www.fimevic.df.gob.mx/problemas/1diagnostico.htm#parque> 15/02/2016
- García-Rico L., Meza-Figueroa D., Gandolfi A.J., Del Río-Salas R., Romero F.M. y Meza-Montenegro M. (2016). Dust-metal sources in an urbanized arid zone: implications for health-risk assessments. *Arch. Environ. Con. Tox.* 70 (3), 522-533.
DOI: 10.1007/s00244-015-0229-5
- Goovaerts P. (1999). Geostatistics in soil science: State of-the-art and perspectives. *Geoderma* 89, (1-2), 1-45.
DOI: 10.1016/S0016-7061(98)00078-0
- Güvenç N., Alagha O. y Tuncel G. (2003). Investigation of soil multi-element composition in Antalya, Turkey. *Environ. Int.* 29 (5), 631-40.
DOI: 10.1016/S0160-4120(03)00046-1
- Guzmán-Morales J., Morton-Bermea O., Hernández-Álvarez E., Rodríguez-Salazar M.T., García-Arreola M.E. y Tapia-Cruz V. (2011). Assessment of atmospheric metal pollution in the urban area of Mexico City, using *Ficus benjamina* as biomonitor. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 86 (5), 495-500.
DOI: 10.1007/s00128-011-0252-9
- Ihl T., Bautista F., Cejudo R., Delgado C., Quintana P., Aguilar D. y Gogichaishvili A. (2015). Concentration of toxic elements in topsoils of the metropolitan area of Mexico City: a spatial analysis using Ordinary kriging and Indicator kriging. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 31 (1), 47-62.
- Jarup L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. *Brit. Med. Bull.* 68, 168-182.
DOI: 10.1093/bmb/ldg032
- Juang K.W., Chen Y.S. y Lee D.Y. (2004). Using sequential indicator simulation to assess the uncertainty of delineating heavy-metal contaminated soils. *Environ. Pollut.* 127, 229-238.
DOI: 10.1016/j.envpol.2003.07.001
- Khodeir M., Shamy M., Alghamdi M., Zhong M., Sun H., Costa M., Chen L. y Maciejczyk P. (2012). Source apportionment and elemental composition of PM2.5 and PM10 in Jeddah City, Saudi Arabia. *Atmos. Pollut. Res.* 3 (3), 331-40.
DOI: 10.5094/APR.2012.037
- Lenntech B.V. (2017). Water treatment solutions. Tabla periódica. Elementos [en línea]. <http://www.lenntech.es/periodica/elementos/fe.htm> 14/01/2017
- Liu Q., Liu Y., Yin J., Zhang M. y Zhang T. (2014). Chemical characteristics and source apportionment of PM10 during Asian dust storm and non-dust storm days in Beijing. *Atmos. Environ.* 91, 85-94.
DOI: 10.1016/j.atmosenv.2014.03.057
- Lozano R. y Bernal J.P. (2005). Characterization of a new set of eight geochemical reference materials for XRF major and trace element analysis. *Rev. Mex. Cien. Geol.* 22 (3), 329-344.
- Luo X.S., Yu S., Zhu Y.G. y Li X.D. (2012). Trace metal contamination in urban soils of China. *Sci. Total Environ.* 421-422, 17-31. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.04.020
- Molina L.T., Madronich S., Gaffney J.S., Apel E., de Foy B., Fast J., Ferrare R., Herndon S., Jiménez J.L., Lamb B., Osornio-Vargas A.R., Russell P., Schauer J.J., Stevens P.S., Volkamer R. y Zavala M. (2010). An overview of the MILAGRO 2006 Campaign: Mexico City emissions and their transport and transformation. *Atmos. Chem. Phys.* 10, 8697-8760.
DOI: 10.5194/acp-10-8697-2010
- Morton-Bermea O., Hernández-Álvarez E., González-Hernández G., Romero F. Lozano R. y Beramendi-Orosco L.E. (2009). Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. *J. Geochem. Explor.* 101 (3), 218-224.
DOI: 10.1016/j.gexplo.2008.07.002
- Paltridge N.G., Palmer L.J., Milham P.J., Guild G.E. y Stangoulis J.C.R. (2012). Energy-dispersive X-ray fluorescence analysis of zinc and iron concentration in rice and pearl millet grain. *Plant Soil* 361 (1-2), 251-260. DOI: 10.1007/s11104-011-1104-4
- Robertson G.P. (2008). *GS+: Geostatistics for the environmental sciences*, v. 9. Gamma Design Software, Plainwell, Michigan, EUA, 172 pp.
- Rodríguez-Mercado J.J. y Altamirano-Lozano M.A. (2006). Vanadio: contaminación, metabolismo y genotoxicidad. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 22 (4), 173-189.
- Rodríguez-Salazar M.T., Morton-Bermea O., Hernández-Álvarez E., Lozano R. y Tapia-Cruz V. (2011). The study of metal contamination in urban topsoils of Mexico City using GIS. *Environ. Earth Sc.* 62 (5), 899-905. DOI: 10.1007/s12665-010-0584-5
- Sabath E. y Robles-Osorio M.L. (2012). Medio ambiente y riñón: nefrotoxicidad por metales pesados. *Nefrología* 32 (3), 279-286.
DOI: 10.3265/Nefrologia.pre2012.Jan.10928

- Sánchez-Duque A., Bautista F., Goguichaishvili A., Cejudo R., Reyes-López J.A., Solís-Domínguez F.A. y Morales-Contreras J.J. (2015). Evaluación de la contaminación ambiental a partir del aumento magnético en polvos urbanos. Caso de estudio en la ciudad de Mexicali, México. *Rev. Mex. Cien. Geol.* 32 (3), 501-513.
- SEMARNAT (2007). Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Que establece 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. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, 2 de marzo.
- USEPA (2004). A preliminary remediation goals table. Region 9: The Pacific southwest. United States Environmental Protection Agency (en línea). <http://www.epa.gov/region09/waste/sfund/prg/files/04prgtable.pdf> 22/08/2015
- Vallejo M., Jáuregui-Renaud K., Hermosillo A.G., Márquez M.F. y Cárdenas M. (2003). Efectos de la contaminación atmosférica en la salud y su importancia en la Ciudad de México. *Gac. Med. Mex.* 139 (1), 57-63.
- Webster R. y Oliver M.A. (1990). *Statistical methods in soil and land resource survey*. Oxford University Press, Nueva York, EUA, 316 pp.
- Wei B. y Yang L. (2010). A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchem. J.* 94 (2), 99-107. DOI: 10.1016/j.microc.2009.09.014
- WHO (2014). 7 million premature deaths annually linked to air pollution. World Health Organization [en línea]. <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/en/> 12/04/2018
- Zafra C.A., Temprano J. y Tejero M.J.M. (2011). Distribution of the concentration of heavy metals associated with the sediment particles accumulated on road surfaces. *Environ. Technol.* 32 (9), 997-1008. DOI: 10.1080/09593330.2010.523436