

ELEMENTOS TRAZA EN DOS ÁREAS AGRÍCOLAS

Trace Elements Concentration in Two Agricultural Areas

Angélica Bautista-Cruz^{1‡}, María del Rosario Arnaud-Viñas² y Rogelio Carrillo-González³

RESUMEN

En este estudio se determinó el contenido total de elementos traza (ET) en suelos agrícolas superficiales (0-30 cm) de dos zonas conurbadas a la ciudad de Oaxaca, México: 1) zona irrigada durante largo tiempo con aguas residuales municipales (ZIARM) y 2) zona alfarera (ZA), actividad en la que se ha utilizado el óxido de plomo como esmalte. En la ZIARM, la concentración media total de ET tuvo la siguiente secuencia: Mn > Ba > Zn > Sr > Cu > Cr > Ni > Pb > Co > Sc > As > Ag > Bi > Sn > Se > Be > Cd. En la ZA, la secuencia fue: Mn > Ba > Sr > Zn > Cu > Cr > Ni > Pb > Co > Sc > Ag > As > Bi > Be > Sn > Se > Cd. Ninguno de los ET rebasó los límites permisibles para suelos no contaminados. Sólo se hallaron diferencias significativas en la concentración de Ba y Be, la cual fue mayor en el suelo de la ZA. El Mn presentó la concentración más alta en ambos suelos, éstos tuvieron un bajo contenido de arcilla, pH medianamente alcalino y altas concentraciones de materia orgánica (MO), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y Ca²⁺ y Mg²⁺ intercambiables. Los análisis de regresión lineal mostraron que los ET están asociados a propiedades como el pH, la MO, la CIC y el contenido de arcilla. Aparentemente, hasta ahora, el riego con aguas residuales y los depósitos de las emisiones o fugas de plomo ocurridas durante la fabricación de cerámica vidriada no han incrementado la concentración de ET en los suelos muestreados.

Palabras clave: aguas residuales, alfarería, exposición a plomo, manganeso.

SUMMARY

In this study the total concentration of trace elements (TE) in agricultural topsoils (0-30 cm) from two zones close to Oaxaca City, Mexico was measured: 1) surface area irrigated for a long time with municipal wastewater (ZIMWW); and 2) from the pottery zone (PZ), where lead oxide has been used in enamels. In soils from the ZIMWW, the average concentration of TE had the following sequence: Mn > Ba > Zn > Sr > Cu > Cr > Ni > Pb > Co > Sc > As > Ag > Bi > Sn > Se > Be > Cd. In soils from the PZ, the sequence was: Mn > Ba > Sr > Zn > Cu > Cr > Ni > Pb > Co > Sc > Ag > As > Bi > Be > Sn > Se > Cd. None of the TE measured exceeded the permissible limits for non contaminated soils. We found significant differences only in Ba and Be concentration, which was greater in the PZ soil. Manganese had the highest concentration in both zones. Soil samples showed low clay content, with a moderately alkaline pH value and high organic matter (OM), a cation exchange capacity (CEC) and exchangeable Ca²⁺ and Mg²⁺ concentrations. The lineal regression analysis showed that the TE in soils were associated with soil properties such as pH, OM, CEC and clay content. Apparently, till now the irrigation with wastewater and lead deposits from emissions or spills during the manufacture of ceramics have not increased the TE concentration in the sampled soils.

Index words: wastewater, pottery, lead exposure, manganese.

INTRODUCCIÓN

La variabilidad en el contenido de macroelementos y elementos traza (ET) en el suelo se determina por el origen y evolución del mismo, en particular por el material parental, pero las actividades humanas pueden modificarla (Adriano, 1986). El incremento en la concentración de ET en el suelo, como resultado de las actividades humanas, es una forma de degradación que afecta negativamente la producción agrícola, el uso del suelo y la calidad del agua (Bech *et al.*, 2008). Los ET

¹ Instituto Politécnico Nacional-CIIDIR-Oaxaca. Hornos 1003, Col. Noche Buena. 71230 Sta. Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, México.

[‡] Autor responsable (mbautistac@ipn.mx)

² Sección de Estudios de Posgrado de la Escuela de Medicina del IPN. Plan de San Luis y Díaz Mirón s/n, Col. Santo Tomas, Delegación Miguel Hidalgo. 11340 México, D. F.

³ Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. 56230 Montecillo, estado de México.

pueden ser absorbidos por las plantas cultivadas y depositados en los tejidos de las mismas; después, al ser consumidos por animales y personas, llegan a producirles trastornos metabólicos (Kabata-Pendias y Pendias, 2000). La contaminación de los suelos por estos elementos ha aumentado de manera considerable, como consecuencia del empleo intensivo de agroquímicos (Chaignon et al., 2003); el depósito de los residuos generados por actividades de minería o metalurgia y el riego con aguas residuales (Margi et al., 2007). Este problema ocurre en zonas agrícolas cercanas a las grandes urbes, en donde se aplican lodos o aguas residuales industriales y municipales o son receptoras de otras vías de contaminación.

Los ET depositados en el suelo tienden a permanecer en los horizontes superficiales, donde también se encuentra la mayor cantidad de raíces (Ross, 1994); en estos estratos son retenidos por procesos como la precipitación (Jones y Jarvis, 1981), la adsorción por arcillas, óxidos y oxihidróxidos de Fe y Mn y por la materia orgánica (MO) (Elliot, 1983), además de la formación de quelatos con ligandos orgánicos (Stevenson y Ardakani, 1983). La persistencia de estos elementos en los suelos es mayor que en cualquier otro medio y la contaminación que producen resulta virtualmente permanente (Méndez-Romero et al., 2003).

En el municipio de Santa Cruz Xoxocotlán, de la ciudad de Oaxaca (México), hay una zona agrícola que se irrigó durante aproximadamente 20 años con aguas residuales municipales (ZIARM) provenientes del río Atoyac. Este cauce tiene áreas utilizadas como depósitos de residuos sólidos urbanos y domésticos, desechos de construcción y residuos de fertilizantes, entre otros; así como los sedimentos que el río transporta, aunado a la explotación de materiales pétreos en 80% de su trayectoria. Las aguas residuales municipales descargadas al río hasta hace unos 15 años (González-Alafita et al., 2004) provenían de casas-habitación, establecimientos de servicio mecánico, gasolineras, locales comerciales, hospitales, entre otros, con importante contenido de aceites, solventes y otros hidrocarburos, MO y residuos sólidos, sin ningún tratamiento. Estas características las convirtieron en una fuente potencial de contaminación de suelos por ET, entre otros contaminantes.

El municipio de Santa María Atzompa es una zona alfarera y agrícola, en la cual la fabricación de cerámica vidriada ha sido la principal actividad económica durante los últimos 40 años, misma que involucra el uso de óxido

de plomo (en suspensiones de 5 a 60%) para el recubrimiento de las piezas. Por la forma artesanal del trabajo, durante el barnizado hay derrames de la suspensión de óxido de plomo (salpicado, escurrimientos o proyecciones) y durante la vitrificación o coción de la cerámica, suele haber volatilización de plomo si las temperaturas alcanzan los 880 °C. Es probable que una parte del elemento introducido a la atmósfera se deposite en suelos agrícolas aledaños a los hornos de cerámica. Lo mismo ocurre con los residuos de las suspensiones utilizadas por los artesanos, y los desechos de la manufacturación como fragmentos de vasijas rotas, pues no se sigue un procedimiento de confinación. También existe el riesgo de pérdidas de óxido de plomo pulverizado, durante la molienda del mineral y la preparación de las suspensiones (Heras-Cobo y Castillon-Urbe, 1986). Por lo que esta actividad se considera una fuente de exposición a plomo (Romieu, 2003). Se ha especulado que en ambas zonas podría haber contaminación del suelo por ET.

Numerosos estudios a nivel mundial han evaluado los niveles de contaminación por ET en el suelo (Linzon, 1978; Kloke, 1979; Page et al., 1988; Smith, 1994 y 2009; Mann et al., 2002; Kara et al., 2004); en México, esto se ha realizado sólo en algunas zonas (Cajuste et al., 1991; Hernández et al., 1994; Ramos-Bello et al., 2001). Sin embargo, en muchas regiones del país la información sobre este problema y las concentraciones de fondo es prácticamente nula. En Oaxaca, con excepción de los estudios de González-Alafita et al. (2004) y de Bautista-Cruz y Arnaud-Viñas (2006), no se tiene registro de estudios que evalúen el contenido de ET derivados de la actividad humana, menos aún de las concentraciones basales en los suelos. Bajo este contexto, el objetivo de este estudio exploratorio fue determinar la concentración total de ET en suelos agrícolas expuestos a dos fuentes de contaminación en los municipios de Santa Cruz Xoxocotlán y Santa María Atzompa, Oaxaca, México, y las propiedades del suelo que se asocian con los ET en los sitios de estudio, partiendo de la idea de que su concentración no es mayor que la considerada normal para los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se localizó en los municipios de Santa Cruz Xoxocotlán (ZIARM), entre los 96° 43' 18" y 96° 43' 33" O, y entre los 17° 01' 55" y 17° 06' 29" N, y Santa María Atzompa (ZA) entre los 96° 46' 2"

y 96°46' 18", y entre los 17° 06' 00" y 17° 06' 22" N, en el estado de Oaxaca, México, con una altitud aproximada de 1550 m.

Los principales cultivos son alfalfa (*Medicago sativa* L.), maíz (*Zea mays* L.), sorgo (*Sorghum vulgare* L.) y avena (*Avena sativa* L.); se utiliza la forma tradicional de labranza que mezcla el suelo a una profundidad de 20 a 30 cm, dependiendo del arado usado. El muestreo de suelos se realizó durante el otoño de 2004, de acuerdo con el procedimiento propuesto por Dick *et al.* (1996), Petersen y Calvin (1996) y Boone *et al.* (1999). Se obtuvieron un total de 45 muestras de suelo inalteradas con un cilindro de plástico, a una profundidad de 0 a 30 cm. Se tomaron 18 muestras de suelo en la ZIARM y 27 en la ZA. Las muestras de suelo se secaron al aire a temperatura ambiente, durante 72 h. Se pasaron a través de una malla 10 (2 mm), se mezclaron y se homogeneizaron; la muestra se redujo por el método de cuarteo. Los suelos se caracterizaron por métodos analíticos físicos y químicos, publicados en la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2002). La MO se determinó por el método de oxidación húmeda de Walkley-Black (Nelson y Sommers, 1982). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se determinó mediante una solución extractora de acetato de amonio 1 M (pH 7). El Ca²⁺ y Mg²⁺ intercambiables también se extrajeron con una solución de acetato de amonio 1 M (pH 7) (Rowell, 1994) y se cuantificaron por el método del versenato (Jackson, 1982). El pH del suelo se midió en suspensión con agua destilada, en una relación suelo-agua 1:2, con un potenciómetro. La textura se determinó por el método del hidrómetro de Bouyoucos. Durante los análisis de suelo, 10% de las muestras se duplicaron al azar para controlar la calidad de los mismos. El análisis del contenido total de ET lo realizó el Servicio Geológico Mexicano (23 elementos). Se utilizó el método del agua regia (EPA-ROC, 1994) para la digestión de muestras y la concentración se cuantificó por espectrometría de emisión de plasma (ICP). Se usaron estándares certificados para la calibración de los equipos.

Análisis Estadístico

El análisis estadístico de los datos (medidas de tendencia central y comparaciones de medias) se hizo con el programa Statgraphics 5.1 (Statistical Graphics Corporation, 2004) y con el programa SPSS, ver. 14

(Statistical Package for Social Sciences, 2008); se realizó un análisis de regresión lineal múltiple entre las propiedades del suelo y los ET.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Concentración Total de Elementos Traza en el Suelo

Dado que no existe un estudio previo sobre los contenidos promedio de ET en los suelos de México, la comparación y discusión de los valores encontrados se hizo con referencia a diagnósticos de otros sitios y los promedios para suelos de otros países (Cuadro 1).

El contenido de Sb, Te, Tl, U, Mo y W se hizo de manera casual, ya que el programa de lecturas del equipo ICP lo incluía, y como no se tiene ningún reporte de éstos en suelos del país se decidió mencionar que no se encontraron en las muestras analizadas. Debido a que la concentración de esos ET en el suelo es usualmente baja, no se han establecido valores que pudieran ser fitotóxicos o de riesgo para el hombre. La concentración de ET en ambos suelos es parecida, sólo la concentración de Ba y Be fue significativamente más alta en el suelo de la ZA que en el de la ZIARM (Cuadro 2).

En los suelos de la ZIARM, la concentración media total de ET tuvo la siguiente secuencia: Mn > Ba > Zn > Sr > Cu > Cr > Ni > Pb > Co > Sc > As > Ag > Bi > Sn > Se > Be > Cd. En los suelos de la ZA la secuencia fue: Mn > Ba > Sr > Zn > Cu > Cr > Ni > Pb > Co > Sc > Ag > As > Bi > Be > Sn > Se > Cd (Cuadro 2). En esta secuencia, los elementos esenciales Mn, Zn, Cu estuvieron en mayor concentración que los que no tienen funciones metabólicas. Aunque esta secuencia de extracción está muy asociada a las propiedades de cada suelo en particular, puede variar entre suelos, y también depende de los métodos de extracción empleados (Cala y Rodríguez, 1989; Pueyo *et al.*, 2004). En este caso fueron casi iguales.

De los 23 ET analizados, el que presentó la concentración media total más alta en ambos sitios fue el Mn (Cuadro 2), lo cual puede ser benéfico, considerando su carácter esencial. La concentración media total de Mn en los suelos de la ZA fue superior a la estimada por Kabata-Pendias y Pendias (2000) en los suelos del mundo de 545 mg kg⁻¹. También fue mayor que los valores reportados por Cajuste *et al.* (1991) y Carrillo *et al.* (1992), los cuales van de 189 a 485 mg kg⁻¹,

Cuadro 1. Contenido crítico de algunos elementos traza en suelos de varios países (Denneman *et al.*, 1990; Asami, 1991; Impens *et al.*, 1991; Visser, 1994).

País	As	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
----- mg kg ⁻¹ -----													
Australia	20	NR	NR	1	NR	100	100	1	NR	60	150	5	200
Bélgica	75	150	NR	12	NR	500	750	10	NR	100	600	NR	2500
China	75	150	NR	20	NR	1000	500	NR	NR	20	1000	NR	1000
Dinamarca	NR	NR	NR	0.8	NR	100	1000	0.8	NR	30	120	NR	4000
Francia [†]	NR	NR	NR	2	NR	150	100	1	NR	50	100	10	300
USA	41	NR	NR	39	NR	1200	1500	17	18	420	300	36	2800
Japón	15	NR	NR	NR	NR	NR	125	0.5	NR	100	400	NR	150

[†] Después de la aplicación de lodos residuales; NR = no reportado.

en suelos del estado de Hidalgo (México), respectivamente. Sin embargo, los valores de Mn total en los suelos estudiados (Cuadro 2) quedan dentro de los intervalos considerados como normales, ya que están por debajo de los niveles fitotóxicos (1500 a 3000 mg kg⁻¹) determinados por Linzon (1978). Aun cuando hay una variabilidad considerable entre los suelos y los cultivos, una concentración de este elemento

Cuadro 2. Concentración total (media ± error estándar) de elementos traza en suelos agrícolas de una zona irrigada con aguas residuales municipales (ZIARM) y una zona alfarera (ZA) en Oaxaca, México.

Elemento traza	Sitio	
	ZA	ZIARM
----- mg kg ⁻¹ -----		
As	4.8 ± 0.6a [†]	6.7 ± 0.8a
Ba	408.3 ± 55.0a	161.1 ± 67.4b
Be	0.7 ± 0.0a	0.5 ± 0.0b
Bi	0.7 ± 0.3a	1.5 ± 0.3a
Co	11.9 ± 1.0a	13.0 ± 1.3a
Cu	44.3 ± 3.9a	43.0 ± 4.7a
Cr	29.5 ± 2.7a	34.6 ± 3.3a
Sc	8.8 ± 0.7a	7.0 ± 0.9a
Sn	0.3 ± 0.1a	0.9 ± 0.2a
Sr	151.9 ± 28.6a	61.2 ± 35.1a
Mn	719.7 ± 73.3a	538.3 ± 89.8a
Ni	20.3 ± 1.2a	19.6 ± 2.2a
Ag	4.8 ± 0.8a	3.3 ± 0.6a
Pb	14.3 ± 5.3a	13.7 ± 4.7a
Cd	0.3 ± 0.0a	0.3 ± 0.0a
Se	0.3 ± 0.1a	0.6 ± 0.1a
Zn	89.6 ± 12.0a	83.3 ± 15.5a

[†] Letras diferentes en la misma fila indican diferencias estadísticas significativas (Tukey, $P \leq 0.05$).

en la solución del suelo entre 1 y 4 mg kg⁻¹ podría causar toxicidad para muchos cultivos (Bertsch, 1998).

Se estima que, en promedio, la corteza terrestre contiene cerca de 15 mg kg⁻¹ de Pb, aunque algunos suelos pueden tener hasta 100 mg kg⁻¹ (Alloway, 1995). Sin embargo, en la mayoría de los suelos, especialmente en la capa superficial, el contenido de Pb se incrementa debido a la actividad humana (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007). La concentración media total de Pb (Cuadro 2), tanto en los suelos de la ZIARM como en los de la ZA, se encuentra por debajo del límite fitotóxico de 100.0 mg kg⁻¹ considerado por Kloke (1979) y Kabata-Pendias y Pendias (2000). También es inferior al intervalo de 100 a 1000 mg kg⁻¹ de Pb permitido por “Los Estándares de Control para la Contaminación del Suelo” establecido por los gobiernos de Japón, Australia, Francia y China, entre otros (Cuadro 1). Finnecy y Pearce (1986) y Page *et al.* (1988) indicaron que concentraciones de 50 y 60 mg kg⁻¹ de Pb total se consideran fitotóxicas para los suelos de la Comunidad Económica Europea (CEE) y el Ministerio de Agricultura y Alimentos de Ontario, respectivamente. Tomando en cuenta estos valores, la concentración de Pb detectada en los suelos estudiados no se podría considerar como fitotóxica. Los valores medios de Pb total detectados en este estudio también son más bajos que los valores encontrados por El-Hassanin *et al.* (1993) en suelos agrícolas cercanos a Madrid y Egipto, ambos regados con agua residual por más de 60 años, donde los valores promedio de Pb total fueron de 50 y 49.2 mg kg⁻¹, respectivamente. Lo que sugiere que la sospecha de que el riego con agua residual en los suelos de la ZIARM por más de 20 años pudo haber incrementado la concentración de este elemento es infundada.

Las metodologías de análisis fueron distintas de las reportadas en la literatura y esto limita una comparación estricta. Sin embargo, se puede mencionar que la concentración media total de Cr (Cuadro 2) fue inferior a la encontrada por Mendoza (1981), Carrillo *et al.* (1992) y Hernández *et al.* (1994), quienes detectaron concentraciones medias de 69, 94, 90.1 y 100 mg kg⁻¹ en suelos superficiales de Tlahuelilpan y en suelos de la serie Progreso (valle del Mezquital, estado de Hidalgo). Al tomar en cuenta los criterios de varios autores como Linzon (1978), Kloke (1979) y Kabata-Pendias y Pendias (2000) se concluye que las concentraciones de Cr total en los suelos estudiados están dentro de los límites de 75, 100 y 100 mg kg⁻¹, considerados como permisibles por estos autores, respectivamente. Éstas no superan los valores considerados normales para diversos suelos (Cuadro 1).

La concentración de Cd en ambos suelos (Cuadro 2) no superó el límite de fitotoxicidad de 3 mg kg⁻¹ indicado por Kloke (1979), Finnecy y Pearce (1986), Page *et al.* (1988) y Kabata-Pendias y Pendias (2000). La concentración media total de Cu detectada en los suelos de la ZIARM y de la ZA (Cuadro 2) fue superior al valor de 13.1 mg kg⁻¹, reportado por Kara *et al.* (2004) en suelos agrícolas cultivados con papa (*Solanum tuberosum* L.) en la provincia de Niðde, Turquía. La concentración media total de Cu en los suelos estudiados (Cuadro 2) está dentro del intervalo de 10 a 80 mg kg⁻¹, señalado como fitotóxico por Kabata-Pendias y Pendias (2000) y Knezek y Ellis (1980). Esta concentración de Cu podría ser causada por el Cu contenido en los fertilizantes o fungicidas (e.g. sales de cobre) aplicados en los campos agrícolas y por el estiércol incorporado al suelo, el cual contiene Cu (Haktanır y Arcaç, 1998), especialmente la porqueraza. Pero el valor es mucho menor que las concentraciones críticas en suelos de diferentes países reportadas hasta la fecha (Cuadro 1).

La concentración media total de Zn encontrada en los suelos de la ZIARM y de la ZA (Cuadro 2) fue superior al valor de 20 mg kg⁻¹ reportado por Kara *et al.* (2004) en suelos agrícolas cultivados con papa en la provincia de Niðde, Turquía. Según Turekian y Wedephol (1961) superó los valores medios de 50 mg kg⁻¹ en la litosfera. Sin embargo, no rebasó el límite inferior de 150 mg kg⁻¹ de Zn considerado como permisible por los “Estándares de Control para la Contaminación del Suelo”, propuestos por los gobiernos de Japón, Australia, Francia (Cuadro 1) o Turquía (Turkish Official Gazette,

2001), que tienen los estándares más estrictos. Estas cifras han sido manejadas como valores basales.

El valor medio de Ni encontrado en los suelos de la ZIARM y la ZA (Cuadro 2) fue inferior al valor de 72.9 mg kg⁻¹ reportado por Kara *et al.* (2004) en suelos agrícolas cultivados con papa, en la provincia de Niðde, Turquía. No superó el intervalo máximo de 1400 a 1200 mg kg⁻¹ contenido en rocas ultrabásicas y tampoco el contenido medio estimado en la litosfera de 100 mg kg⁻¹ (Turekian y Wedephol, 1961; Kabata-Pendias y Pendias, 2000). No superó el límite de 75 mg kg⁻¹ considerado como permisible por los “Estándares de Control para la Contaminación del Suelo” establecidos por el gobierno turco (Turkish Official Gazette, 2001) y está dentro del intervalo de 20 a 420 mg kg⁻¹ de Ni, considerado como la concentración crítica de este ET en suelos de varios países (Cuadro 1).

La concentración media total, tanto de As como de Se, encontrada en los suelos estudiados está dentro de la concentración crítica de estos elementos reportada para los suelos de Australia, Bélgica, China, Dinamarca, Francia, Estados Unidos y Japón (Cuadro 1).

De acuerdo con estos resultados, el riego con aguas residuales y los depósitos de las emisiones o fugas durante la fabricación de cerámica vidriada no han incrementado la concentración de ET en los suelos estudiados, particularmente de Pb. Esto implica que la exposición a Pb a través del contacto con el suelo no es importante, por lo que las rutas de exposición directa con el esmalte deben estudiarse. Sin embargo, debido al bajo contenido de arcilla, es recomendable determinar el coeficiente de distribución de este elemento.

Propiedades Físicas y Químicas del Suelo

La arena predominó en el suelo de ambos sitios. El contenido de arena en el suelo de la ZA fue mayor que en el suelo de la ZIARM. En contraste, la arcilla se encontró en menor proporción en todas las muestras estudiadas. No hubo diferencia en el contenido de arcilla en ambos suelos. El contenido de limo en el suelo de la ZIARM fue mayor que en el de la ZA (Cuadro 3).

Las propiedades químicas del suelo analizadas no fueron estadísticamente diferentes entre los sitios (Cuadro 3). De acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2002), tanto los suelos de la ZIARM como los de la ZA tuvieron

Cuadro 3. Propiedades físicas y químicas (media \pm error estándar) de suelos agrícolas de una zona irrigada con aguas residuales municipales (ZIARM) y una zona alfarera (ZA) en Oaxaca, México.

Propiedad	Sitio	
	ZA	ZIARM
pH	8.4 \pm 0.0 a [†]	8.5 \pm 0.1 a
Materia orgánica (%)	4.0 \pm 0.2 a	4.2 \pm 0.3 a
Capacidad de intercambio catiónico (cmol _c kg ⁻¹)	34.0 \pm 1.8 a	34.9 \pm 2.2 a
Ca ²⁺ intercambiable (cmol _c kg ⁻¹)	17.9 \pm 1.0 a	19.5 \pm 1.3 a
Mg ²⁺ intercambiable (cmol _c kg ⁻¹)	6.0 \pm 0.6 a	4.7 \pm 0.7 a
Arcilla (%)	3.4 \pm 0.5 a	4.4 \pm 0.7 a
Arena (%)	87.3 \pm 1.2 a	77.6 \pm 1.5 b
Limo (%)	9.2 \pm 1.3 a	17.9 \pm 1.6 b

[†] Letras diferentes en la misma fila indican diferencias estadísticas significativas (Tukey; $P \leq 0.05$).

un pH medianamente alcalino y altos contenidos de MO, CIC, Ca²⁺ y Mg²⁺ intercambiables.

Propiedades Físicas y Químicas Asociadas con los Elementos Traza en los Suelos Muestreados

El análisis de regresión lineal múltiple indicó que pH, MO, CIC y contenido de arcilla tienen relación directa con los ET en los suelos estudiados (Cuadro 4). Al disminuir el pH se incrementa la movilidad

de los elementos más inestables en el suelo: Zn, Ni y Cd (Smith, 1994). La ventaja de contar con un pH superior a 6 (como en el caso de los suelos estudiados) es mantener una baja actividad de los iones de los metales en la solución del suelo (Ramos-Bello *et al.*, 2001). Contrariamente, los metales no sometidos a una hidrólisis marcada (e.g. Tl) pueden ser inicialmente más solubles (Cataldo y Wildung, 1978). La MO determina el comportamiento de Cu en el suelo (Karapanagiotis *et al.*, 1991), a través de la concentración de ligandos formadores de complejos solubles y dispersos, especialmente ácidos fúlvicos. Estos compuestos contienen una gran proporción de núcleos aromáticos con grupos funcionales -OH y -COOH y otros grupos ricos en oxígeno unidos a ellos (Petrovic *et al.*, 1999). Por lo tanto, es probable que el alto contenido de MO encontrado en los suelos de la zona de estudio le confiera una mayor capacidad de adsorción de metales, en comparación con los suelos con una baja cantidad de MO (Ramos-Bello *et al.*, 2001). Sin embargo, la MO no representa necesariamente el principal sitio de enlace de Cu en el suelo, el cual puede depender, en cierta manera, del tipo de suelo (Smith, 2009). Los suelos con altos contenidos de arcilla tienen una gran afinidad para la adsorción de metales, ya que éstos tienden a adsorber los metales pesados que quedan retenidos en sus posiciones de cambio (Adriano, 1986; Baldwin y Shelton, 1999; Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007). Por el contrario, los suelos arenosos tienen baja capacidad de fijación de ET, los cuales pueden ser arrastrados

Cuadro 4. Propiedades del suelo que se relacionan con los elementos traza en los suelos estudiados, según modelos multivariados de regresión lineal[†]. Se presentan los coeficientes de regresión (B) y el intervalo de confianza a 95% (IC 95%).

Variables dependientes	pH	Materia orgánica	Capacidad de intercambio catiónico	Arcilla
	B (IC 95%)			
		%	cmol _c kg ⁻¹	%
Ba		78.14 (11.51, 144.76) *		
Be				
Bi				0.24 (0.06, 0.42) **
Ca	4.86 (1.21, 8.50) *			
Cd	-0.26 (-0.51, 0.003) *		0.01 (-0.001, 0.02) *	-0.05 (-0.09, -0.02) ***
Cu			-0.49 (-0.99, 0.00) *	
Se				0.11 (0.04, 0.18) **
Sn				0.12 (0.02, 0.22) *
Sr		37.84 (2.11, 73.58) *		

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$. [†] En los modelos se incluyeron como variables predictoras: pH, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, arcilla, arena, limo, humedad, Ca²⁺ intercambiable, Mg²⁺ intercambiable y zona de estudio en dos categorías (zona irrigada con aguas residuales municipales y zona alfarera).

al subsuelo y, a largo plazo, contaminar los niveles freáticos (Berti y Cunningham, 1994). La arcilla estuvo relacionada con el Bi ($r = 0.463$, $P = 0.003$), Cd ($r = -0.509$, $P = 0.001$), Se ($r = 0.494$, $P = 0.001$) y Sn ($r = 0.424$, $P = 0.008$), los valores bajos de r sugieren que no hay relación de causalidad, además en el caso del Cd se podría suponer que los minerales que dieron origen a las arcillas no contienen este elemento, tampoco se puede argumentar la existencia de una fuente externa.

CONCLUSIONES

- En los suelos de la zona alfarera (Atzompa) y en los de la zona irrigada con aguas residuales municipales (Xoxocotlán) ninguno de los elementos traza rebasó los límites permisibles para suelos no contaminados, de acuerdo con los criterios reportados en la literatura. En general, la concentración media total de elementos traza no fue estadísticamente diferente en ambos sitios (Atzompa y Xoxocotlán). Sólo la concentración media total de Ba y Be fue significativamente más alta en el suelo de la zona alfarera (Atzompa) que en los de la zona irrigada con aguas residuales municipales (Xoxocotlán). El Mn presentó la concentración media total más alta en ambos suelos.

- De acuerdo con los análisis multivariados de regresión lineal, los elementos traza en los suelos estudiados se asocian con propiedades como el pH, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico y contenido de arcilla. Los resultados mostraron que hasta ahora, el riego con aguas residuales y los depósitos de las emisiones o fugas de plomo ocurridas durante la fabricación de cerámica vidriada no han incrementado la concentración de elementos traza en los suelos muestreados.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó gracias al financiamiento otorgado por el Instituto Politécnico Nacional al proyecto Cuantificación de los niveles de contaminación ambiental por plomo, mercurio y cadmio y su impacto en la salud de grupos de riesgo, clave SIP20061061. Agradecemos a los dueños de los predios de Santa María Atzompa y de Santa Cruz Xoxocotlán el permiso otorgado para el muestreo de suelos. Nuestro reconocimiento al Sr. Jesús Bautista Cabrera por su colaboración en el muestreo de suelos, y a los comentarios críticos de dos revisores anónimos.

LITERATURA CITADA

- Adriano, D. C. 1986. Trace elements in terrestrial environments. Springer-Verlag. New York, NY, USA.
- Alloway, B. J. 1995. Heavy metals in soils. Blackie Academic Professional. London, UK.
- Asami, T. 1991. Maximum allowable limits of trace elements in rice and soils. pp. 257-274. *In*: K. Kahuzo and I. Yamane (eds.). Heavy metal pollution on soils of Japan. Japan Scientific Societies Press. Tokyo, Japan.
- Baldwin, K. R. and J. E. Shelton. 1999. Availability of heavy metals in compost-amended soil. *Bioresour. Technol.* 69: 1-14.
- Bautista-Cruz, A. y M. R. Arnaud-Viñas. 2006. Elementos potencialmente tóxicos en suelos agrícolas con manejo de riesgo contaminante. *Naturaleza y Desarrollo* 4: 36-42.
- Bech, J., P. Tume, L. Longan, F. Reverter, J. Bech, L. Tume, and M. Tempio. 2008. Concentration of Cd, Cu, Pb, Al, and Fe in soils of Monaresa, NE Spain. *Environ. Monitor. Assess.* 145: 257-266.
- Berti, W. and S. Cunningham. 1994. Trace substances, environment and health. pp. 43-51. *In*: C. Cothorn (ed.). Society for Environmental Geochemistry and Health Conference. Science Review. Nothwood, England.
- Bertsch, F. 1998. La fertilidad de los suelos y su manejo. Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo. San José, Costa Rica.
- Boone, D. R., D. F. Grigal, P. Sollins, R. J. Ahrens, and D. E. Armstrong. 1999. Soil sampling, preparation, archiving, and quality control. pp. 3-27. *In*: G. P. Robertson, D. C. Coleman, C. S. Bledsoe, and P. Sollins (eds.). Standard soil methods for long term ecological research. Oxford University Press. New York, NY, USA.
- Cajuste, L. J., R. G. Carrillo, E. G. Cota, and R. J. Laird. 1991. The distribution of metals from wastewater in the Mexican Valley of Mezquital. *Water Air Soil Pollut.* 57-58: 763-771.
- Cala, R. V. y J. S. Rodríguez. 1989. Evaluación de diversas soluciones extractantes de metales pesados en suelos como indicadores de las formas asimilables para las plantas. *An. Edafol. Agrobiol.* 48: 11-21.
- Carrillo G., R., L. J. Cajuste y L. Hernández H. 1992. Acumulación de metales pesados en un suelo regado con aguas residuales. *Terra* 10: 166-173.
- Cataldo, D. A. and R. E. Wildung. 1978. Soil and plant factors influencing the accumulation of heavy metals by plants. *Environ. Health Perspect.* 27: 149-159.
- Chaignon, V., I. Sanchez-Neiras, P. Herrmann, B. Jaillard, and P. Hinsinger. 2003. Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. *Environ. Pollut.* 123: 229-238.
- Denneman, P. R. J. and J. G. Robberse. 1990. Ecotoxicological risk assessment as a base for development of soil quality criteria. pp. 157-164. *In*: F. Arendt, H. Hinsenfeld and W. J. Vab den Brink (eds.). Contaminated soils "90". Kluwer. Dordrecht, The Netherlands.
- Dick, P. R., D. R. Thomas, and J. J. Halvorson. 1996. Standardized methods, sampling, and sample pretreatment. pp. 107-121. *In*: J. W. Doran and A. J. Jones (eds.). Methods for assessing soil quality. Soil Sci. Soc. Am. Special Publication 49. Madison, WI, USA.

- El-Hassanin, A. S., T. M. Labib, and A. T. Dabal. 1993. Potential Pb, Cd, Zn and B contamination of sandy soils after different irrigation periods with sewage effluent. *Water Air Soil Pollut.* 66: 239-249.
- Elliot, H. A. 1983. Adsorption behaviour of cadmium in response to soil surface charges. *Soil Sci.* 136: 317-320.
- EPA-ROC (Environmental Protection Agency-Regional Oversight Contract). 1994. The standard methods for determination of heavy metals in soils and plants. National Institute of Environmental Analysis of EPA-ROC. Taipei, Taiwan.
- Finney, E. E. and K. K. Pearce. 1986. Land contamination and reclamation. pp. 329-337. *In: R. E. Hester (ed.). Understanding our environment.* Royal Society of Chemistry. London, UK.
- González-Alafita, O., G. N. Torres-López, G. Vez-Paniagua, M. A. Triana T. y E. Méndez S. 2004. Auditoría ambiental para organizaciones no industriales. Caso San Jacinto Amilpas Oaxaca. Instituto Tecnológico de Oaxaca-Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. Oaxaca, México.
- Haktanýr, K. and S. Arcak. 1998. Çevre Kirliliği. Faculty of Agriculture. Ankara University, Ankara, Turkey.
- Heras-Cobo, C. y J. M. Castillon-Urbe. 1986. NTP 1994. Cerámica decorativa: contaminación por plomo y su control ambiental. Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el trabajo. Ministerio del Trabajo y Asuntos Sociales. Zaragoza, España.
- Hernández S., G., L. Flores D., M. Maples V., J. G. Solorio M. y J. R. Alcalá M. 1994. Riesgo de acumulación de Cd, Pb, Cr y Co en tres series de suelos del DR 03, Estado de Hidalgo, México. *Rev. Mexic. Cienc. Geol.* 11: 53-61.
- Impens, R., J. Fagot, and C. Avril. 1991. Gestion des sols contaminés par les métaux lourds. Association Française Interprofessionnelle du Cadmium. Paris, France.
- Jackson, M. L. 1982. Análisis químico de suelos. Omega. Barcelona, España.
- Jones, L. H. and S. C. Jarvis. 1981. The fate of heavy metals. pp. 593-620. *In: D. J. Greenland and M. B. Hayes (eds.). The chemistry of soil processes.* John Wiley. Chichester, UK.
- Kabata-Pendias, A. and A. B. Mukherjee. 2007. Trace elements from soil to human. Springer. Berlin, Heidelberg, Germany.
- Kabata-Pendias, A. and H. Pendias. 2000. Trace elements in soils and plants. CRC. Press. Boca Raton, FL, USA.
- Kara, E. E., U. Pirlak, and H. G. Özdilek. 2004. Evaluation of the heavy metals' (Cd, Cu, Ni, Pb and Zn) distribution in sowing regions of potato fields in the province of Niğde, Turkey. *Water Air Soil Pollut.* 153: 173-186.
- Kahapanagiotis, N. K., R. M. Stehett, and J. N. Lester. 1991. Heavy metal complexation in sludge-amended soil. The role of organic matter in metal retention. *Environ. Technol.* 12: 1107-1116.
- Kloke, A. 1979. Content of As, Cd, Cr, Fe, Pb, Hg and Ni in plants grown on contaminated soil. pp. 178-186. *In: Symposium on effects of airborne pollution on vegetation.* CCE. Warsaw, Poland.
- Knezek, P. B. and B. G. Ellis. 1980. Essential micronutrients copper, iron, manganese and zinc. pp. 259-285. *In: B. E. Davies (ed.). Applied soil trace elements.* John Wiley. New York, NY, USA.
- Linzon, S. N. 1978. Phytotoxicology excessive levels for contaminants in soil and vegetation. Ministry of the Environment. Ontario, Canada.
- Mann, S. S., A. W. Rate, and R. J. Gilkes. 2002. Cadmium accumulation in agricultural soils in Western Australia. *Water Air Soil Pollut.* 141: 281-297.
- Marguí, E., I. Queralt, M. L. Carvalho, and M. Hidalgo. 2007. Assessment of metal availability to vegetation (*Betula pendula*) in Pb-Zn ore concentrate residues with different features. *Environ. Pollut.* 145: 179-184.
- Méndez-Romero, F., J. Gisbert-Blanquer, J. García-Díaz y A. Marqués-Mateu. 2003. Relación estadística entre metales pesados y propiedades de suelos de cultivo regados con aguas residuales no depuradas. *Interciencia* 28: 281-286.
- Mendoza, M. H. 1981. Land treatment: a viable solution for management of wastewater in the Metropolitan Area of the Valley of Mexico. pp. 163-193. *In: C. A. Black (ed.). Municipal wastewater in agriculture.* Academic Press. New York, NY, USA.
- Nelson, D. W. and L. E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. pp. 539-579. *In: A. L. Page (ed.). Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties.* Agron. Monogr. no. 9. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.
- Page, A. L., C. A. Chans, and D. C. Adriano. 1988. Land application of municipal sewage sludge, guidelines-trace elements. Proc. 2nd Int. Symp. Land Application Sewage Sludge. Tokyo, Japan.
- Petersen, G. R. and L. D. Calvin. 1996. Sampling. pp. 1-17. *In: D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M. A. Tabatabai, C. T. Johnston, and M. E. Summer (eds.). Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods.* Number 5 in the Soil Science Society of America Book Series. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.
- Petrovic, M., M. Kastelan-Macan, and A. J. M. Horvat. 1999. Interactive sorption of metal ions and humic acids onto mineral particles. *Water Air Soil Pollut.* 111: 41-56.
- Pueyo, M., J. F. Lopez-Sánchez, and G. Rauret. 2004. Assessment of CaCl₂, NaNO₃ and NH₄NO₃ extraction procedures for the study of Cd, Cu, Pb and Zn extractability in contaminated soils. *Anal. Chim. Acta* 504: 217-226.
- Ramos-Bello, R., L. J. Cajuste, D. Flores-Román y N. E. García-Calderón. 2001. Metales pesados, sales y sodio en suelos de chinampa en México. *Agrociencia* 35: 385-395.
- Romieu, I. 2003. Uso de los datos de plumboma para evaluar y prevenir el envenenamiento infantil por plomo en Latinoamérica. *Salud Pública Méx.* 45: 2444-2451.
- Ross, S. M. 1994. Toxic metals in soil-plant systems. John Wiley and Sons. Chichester, UK.
- Rowell, D. L. 1994. Soil science: Methods and applications. Longman Scientific and Technical. Essex, UK.
- SMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Diario Oficial. México, D. F.
- Smith, S. R. 1994. Effect of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils. I. Nickel, copper and zinc uptake and toxicity to ryegrass. *Environ. Pollut.* 85: 321-327.
- Smith, S. R. 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste compost compared to sewage sludge. *Environ. Int.* 35: 142-156.

- SGC (Statistical Graphics Corporation). 2004. Statgraphics v. 5.1. <http://www.statgraphics.com/> (Consulta: agosto 30, 2004).
- SPSS (Statistical Package for Social Sciences). 2008. SPSS v. 14. <http://www.spss.com/> (Consulta: octubre 15, 2008).
- Stevenson, F. y J. Ardakani. 1983. Reacciones de la materia orgánica que involucran a los micronutrientes en suelos. pp. 87-126. *In*: J. L. Mortvedt, P. M. Giordano, W. L. Lindsay (eds.). *Micronutrientes en agricultura*. AGT. México, D. F.
- Turekian, K. K. and K. H. Wedepohl. 1961. Distribution of elements in some major units of the earth's crust. *Geol. Soc. Am. Bull.* 72: 175-192.
- Turkish Official Gazette. 2001. Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği. No. 24609, 2001 (in Turkish).
- Visser, W. J. F. 1994. Contaminated land policies in some industrialized countries. Technische Commissie Bodembescherming. The Hague, The Netherlands.