

# Evaluación de riesgo de intoxicación por plomo en la zona urbana aledaña a una fundidora en Chihuahua, México

## Risk assessment in an old lead smelter complex in Chihuahua, México

MARGARITA ORNELAS HICKS,<sup>1</sup> LUZ HELENA SANÍN AGUIRRE,<sup>2,3</sup> FERNANDO DÍAZ-BARRIGA,<sup>4</sup>  
SANDRA ALICIA REZA LÓPEZ<sup>1</sup> E ISABELLE ROMIEU<sup>2</sup>

Facultad de Enfermería y Nutriología, Universidad Autónoma de Chihuahua, Avenida Politécnico Nacional #2714, Colonia Quintas del Sol, Chihuahua, Chih., México, 31250, teléfono y fax (614) 430 0075, 430 0498, e-mail: saninluz@yahoo.ca. Proyecto Sivilla-CONACYT No. 19980402024.

### Resumen

El objetivo fue evaluar el riesgo de intoxicación con plomo en tres estratos (E1, E2 y E3) urbanos cercanos a una industria que operó por alrededor de 90 años. En cada estrato se seleccionó una muestra aleatoria de madres en edad reproductiva así como de sus hijos con edades entre 1-5 años. Se obtuvieron muestras de sangre capilar de madres e hijos y se analizaron por voltametría. En cada vivienda muestreada se tomaron muestras de suelo, pintura, polvo y agua para su análisis por voltametría anódica. En forma adicional, se seleccionaron escuelas preescolares, y se obtuvieron muestras de sangre de niños menores de 6 años. Los modelos predictivos se realizaron mediante regresión lineal simple y regresión múltiple. La evaluación se ejecutó con la metodología de evaluación de riesgo de la EPA (Environmental Protection Agency). De un total de 324 niños examinados, el rango de valores de plomo en sangre osciló entre 2.8-50.2 µg/dL con una media geométrica de 11.4 µg/dL ( $s \pm 8.2$ ), el 32% > 10 µg/dL, 4% > 25 µg/dL, 1% > 45 µg/dL. Se encontró una zona de alto riesgo en E1 y de mediano riesgo en E2 (75% y 40% de niños con > 10 µg/dL; norma SSA). Las concentraciones de plomo presentaron una relación inversa con la distancia. Las muestras de suelo superficial mostraron un rango de 100 a > 9,000 ppm. Los valores de plomo en madres se encontraron dentro de la norma. Los predictores de plomo en niños se relacionaron con la exposición a suelo, el cual aporta más del 90% como fuente de exposición. Se concluye que existe una contaminación residual en la zona aledaña a la fundidora, la cual debe remediarse antes de seguir realizando actividades recreativas y culturales.

**Palabras clave:** Plomo, evaluación de riesgo, niños, contaminación residual, fundidora.

### Abstract

The objective of this work was to present a risk assessment (according to Environmental Protection Agency-EPA) of the residual lead intoxication risk, 10 years after the closure of one of the world's largest smelter complex, which operated nearly 90 years in this zone. Area was stratified in function of the distance from the smelter. In each of the three defined strata, a random sample of mothers in reproductive age and their children between ages 1 and 5 was selected; capillary blood samples were taken from the mother-child pairs, and were analyzed through voltammetry using a portable apparatus (lead care) with strict quality control. In each of the sampled households, soil, paint, dust and water samples were taken for later analysis through anodic voltammetry. Schools from each stratum were selected as well, and in each of them capillary blood samples from children under age 6, as well as environmental samples corresponding to each school, were taken. To evaluate the predictors of lead levels in the blood of mothers and children analyses were performed through simple and multiple linear regression. In 324 children examined the blood lead level ranged from 2.8 to 50.2 µg/dL with a geometric mean of 11.4 (SD 8.2) µg/dL and 40% of the children had values > 10 µg/dL, 20% > 20 µg/dL. Mothers' lead concentration mean was 5.22 µg/dL (SD 3.36). Lead concentration in blood showed an inverse relation to the distance from the smelter. The analyzed superficial soil samples showed a range of 100 to > 9000 ppm. The predictors of lead in children, obtained by Multiple Linear Regression, were related to exposure to soil (98% of the total dose). Residual pollution exists and must be remediated before cultural and recreational activities or new urban areas be carried out in the zone.

**Keywords:** Lead, risk assessment, children, residual pollution, smelter.

<sup>1</sup> Laboratorio Regional de Salud Pública. Servicios Estatales de Salud. Estado de Chihuahua.

<sup>2</sup> Facultad de Enfermería y Nutriología (FEN), Universidad Autónoma de Chihuahua, México.

<sup>3</sup> Instituto Nacional de Salud Pública de México.

<sup>4</sup> Facultad de Medicina. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

## Introducción

**E**l plomo es considerado como uno de los elementos más tóxicos. Los efectos deletéreos de este elemento en niños como en adultos han sido ampliamente demostrados (Bellinger *et al.*, 1987; Bellinger *et al.*, 1990; Bellinger *et al.*, 1991; McMichael *et al.*, 1988; Needleman *et al.*, 1990; Baghurst *et al.*, 1992; Muñoz *et al.*, 1993; Rosen, 1995; McConell *et al.*, 1995; Sanín *et al.*, 1998; Hernández *et al.*, 1997).

A la fecha, es posible predecir con cierta certeza el tipo de lesión de acuerdo a la concentración de plomo encontrada en sangre completa. Con la sofisticación de las técnicas de medición es viable encontrar efectos en la salud a niveles cada vez más bajos, e incluso por debajo de lo establecido por la norma (Sanín *et al.*, 2001). Esto es grave, si se considera que este elemento puede almacenarse en los huesos, constituyendo una fuente secundaria, especialmente en el caso de las mujeres (Sanín *et al.*, 1998; Popovic *et al.*, 2005) quienes pueden transmitirlo a sus hijos durante el embarazo (Goyer, 1990; Hernández *et al.*, 1996; Gulson *et al.*, 1997) y la lactancia (Gulson *et al.*, 1998; Janakiraman *et al.*, 2003; Dorea, 2004). Al plomo se le ha asociado con el deterioro del sistema inmunológico y con retrasos en el desarrollo, así como en una reducción del coeficiente intelectual (EPA, 1992; Lanohear, 2005).

Por otro lado, las emisiones antropogénicas de plomo hacia el aire son la causa más importante de contaminación y representan por lo menos unas 20 veces más que las emisiones naturales (Corey y Galvao, 1989). Una de las principales fuentes antropogénicas documentadas que contaminan el ambiente es la fundición primaria y secundaria del plomo (Díaz-Barriga *et al.*, 1997). El plomo emitido a la atmósfera, primero forma parte de las partículas suspendidas y representa una fuente inmediata de exposición a través de la inhalación. Después, se sedimenta en el suelo, donde es una fuente de exposición a largo plazo (Wang *et al.*, 1997), especialmente peligroso para poblaciones de alto riesgo, como los niños de uno a cinco años. Un suelo cercano a una industria puede alcanzar niveles de hasta 60,000 ppm, en comparación con las concentraciones de plomo en suelo de una zona alejada de la actividad humana,

que sería semejante a la concentración natural en la corteza o en las rocas, que va de 5 a 25 ppm (< 50 ppm) (McConell *et al.*, 1995; Corey y Galvao, 1989). En un estudio de la Universidad de Cincinnati en 1995 para evaluar zonas cercanas a fundidoras en México se reportaron mediciones de plomo con una media de 277 ppm (Benin *et al.*, 1999).

México es considerado como uno de los grandes productores de plomo; junto con la República de Perú produce alrededor del 14% de la producción mundial. En México destaca el estado de Chihuahua, que en el año 2003 ocupó el primer lugar en producción de plomo, con un 48% del total producido en México y un volumen de producción anual de 54,807 toneladas (Gobierno del Estado de Chihuahua, 2004). La planta metalúrgica fundidora Ávalos se estableció al sureste de la ciudad de Chihuahua, iniciando actividades en el año 1908. En la década de los años cincuenta del siglo pasado llegó a ser considerada como una de las empresas de mayor importancia en América Latina, y posteriormente a nivel mundial, en razón de su alta productividad. En los últimos años de operación, (cerró en 1993) producía alrededor de 250 toneladas diarias de plomo. La hipótesis fue que considerables cantidades de plomo fueron depositadas después de 90 años de actividad y que en consecuencia se debería de considerar a la zona como de alto riesgo. A la fecha no se conocen datos de evaluación del riesgo durante el tiempo de operación ni información después del cierre que permitan predecir la potencial exposición de la población al plomo. El objetivo fue evaluar el riesgo por exposición a plomo en mujeres en edad reproductiva, así como en niños de 1 a 5 años de edad, en la zona aledaña a la fundidora de Ávalos en Chihuahua, México. Un segundo objetivo fue identificar los

factores ambientales y nutricios que determinan sus niveles de plomo en la sangre.

## Materiales y métodos

Se realizó una estratificación de la zona, basada en el marco muestral del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI, 1995). La estratificación consideró la distancia a la chimenea de la fundidora y se establecieron tres estratos: de 600 a 1200 m (E1), de 1200 a 1800 m (E2) y de 1800 a 2400 m (E3). Este esquema permitió la comparación con estudios previos (Landrigan *et al.*, 1975). El proceso se llevó a cabo en tres etapas. En la primera se realizó un muestreo probabilístico, calculando el tamaño de muestra sobre la base de un muestreo piloto, con un máximo de confiabilidad del 95%, un error relativo del 15% y un poder de prueba mayor del 90%. El tamaño de la muestra en esta primera etapa fue de 45 viviendas para la toma de muestras ambientales y biológicas en mujeres y sus hijos. La selección se realizó bajo un muestreo aleatorio estratificado con asignación proporcional al tamaño del estrato. Para el proceso de selección de las viviendas de cada estrato se realizó un muestreo sistemático con arranque aleatorio. Las muestras ambientales recolectadas en cada vivienda fueron: agua del grifo, pintura interior, polvo intradomiciliario, suelo superficial del patio y frente de la vivienda; y las muestras biológicas fueron de sangre capilar de la madre y del hijo. En la segunda etapa del muestreo se seleccionaron cuatro escuelas preescolares, donde se tomaron muestras biológicas, así como las ambientales correspondientes. En la tercera

etapa se tomaron muestras de suelo superficial en sitios de recreación frecuentados por la comunidad.

La toma de muestras de sangre capilar se realizó en lugares cerrados. En el área de punción se realizó asepsia y antisepsia con agua, jabón y alcohol isopropílico al 70%. La determinación de los niveles de plomo sanguíneo se realizó por voltimetría, utilizando el sistema de comprobación de plomo en la sangre (sistema Lead Care), con estricto control de calidad. El resultado se expresó en  $\mu\text{g}/\text{dL}$ .

Para la toma de muestras ambientales se consideró el procedimiento descrito por Carreón *et al.* (1995). Se tomaron muestras de suelo superficial, polvo residencial y pintura. Para la recolección de las muestras de agua en el interior de las viviendas, la zona se dividió según la fuente de abastecimiento de la red municipal, la cual incluyó dos pozos. La determinación del plomo se llevó a cabo por voltimetría anódica, con el instrumento electroquímico PaceScan. Este método es específico para plomo y libre de interferencias por otros metales (Pace Environs).

Los datos se procesaron por estrato y en forma separada para cada fase de muestreo. Se aplicó la metodología de la EPA para evaluar la contribución de cada medio, por estrato, y para cada grupo (mujeres y niños) (EPA, 1992). Se empleó la metodología propuesta por la ATSDR (1993) para calificar la zona. Se usó el modelo IUEBK de la EPA para corroborar los hallazgos.

Con el propósito de establecer los predictores de los niveles de plomo tanto en

Cuadro 1. Concentraciones de plomo en sangre y muestras ambientales según estrato (viviendas).  
Ávalos, Chihuahua.

	Pb sanguíneo en madres $\mu\text{g}/\text{dL}$	Pb sanguíneo en niños $\mu\text{g}/\text{dL}$	Suelo ppm	Polvo $\mu\text{g}/\text{mtra}$	Pintura mg/Kg	Agua $\mu\text{g}/\text{L}$
Estrato I	5.2	16.6	2113	87.7	1968	< 2
Estrato II	6.3	8.9	225	71	1009	<2
Estrato III	4.3	7.7	205	30	390	<2

Estrato I: 600 - 12000 m de la chimenea de la fundidora.  
Estrato II : 1200 - 1800 m de la chimenea de la fundidora.  
Estrato III: 1800 - 2400 m de la chimenea de la fundidora.  
 $\mu\text{g}/\text{dL}$  Microgramos por decilitro.  
 $\mu\text{g}/\text{mtra}$  Microgramos por muestra.  
mg/ mtra Miligramos por kilogramo.

sangre materna como de los niños, se realizó análisis univariado, bivariado y multivariado mediante regresión lineal simple y múltiple. El cuestionario de consumo de calcio se transformó a índice de consumo de calcio en mg/día de acuerdo a la técnica estandarizada para población mexicana (Hernández *et al.*, 1997; Lacasaña *et al.*, 1996; Lacasaña *et al.*, 2000), incluyéndose en el modelo como alimento en porciones (cuartiles) y como índice. El plomo mostró una distribución asimétrica, por lo cual fue normalizado mediante transformación logarítmica para su análisis. Para los modelos de regresión lineal múltiple se identificaron todas aquellas variables predictoras de los niveles de plomo en sangre en el análisis bivariado bajo los criterios de plausibilidad biológica, significancia a  $p > 0.05$ , así como el coeficiente de determinación; se continuó el modelaje hasta obtener el modelo más parsimonioso, cuyo ajuste se evaluó por análisis de residuales. El análisis se realizó con el paquete *STATA 5.0* para *Windows* (Stata Corporation, 1993) e *IUEBK* de la EPA (EPA, 1992).

monioso, cuyo ajuste se evaluó por análisis de residuales. El análisis se realizó con el paquete *STATA 5.0* para *Windows* (Stata Corporation, 1993) e *IUEBK* de la EPA (EPA, 1992).

## Resultados

Se examinó a un total de 324 niños, cuyos valores de plomo en sangre oscilaron entre 2.8-50.2  $\mu\text{g/dL}$ , con una media geométrica de 9.7  $\mu\text{g/dL}$  ( $s \pm 6.7$ ), el 32%  $> 10 \mu\text{g/dL}$ , 4%  $> 25 \mu\text{g/dL}$ , 1%  $> 45 \mu\text{g/dL}$ . En niños se encontró una media geométrica de 16.6  $\mu\text{g/dL}$  ( $s \pm 11.7$ ,  $IC_{95\%}$  15.2-18.0) rango de 8.6 a 34  $\mu\text{g/dL}$  para E1. Para el E2 fue de 8.9  $\mu\text{g/dL}$  ( $s \pm 5.1$ ,  $IC_{95\%}$  8.0-9.8) rango 3.7-25.5  $\mu\text{g/dL}$ , mientras que para el E3 se detectó una media de 7.7  $\mu\text{g/dL}$  ( $s \pm 4.0$ ,  $IC_{95\%}$  6.9-8.5) rango 3.0-22.9  $\mu\text{g/dL}$ . La media global de plomo materno fue de 5.2  $\mu\text{g/dL}$  ( $s \pm 3.4$ ) (cuadros 1 y 2).

Cuadro 2. Resultados de las mediciones de plomo en suelo en escuelas y plomo sanguíneo en niños de 1 a 5 años (casa y jardín), por estrato. Ávalos, Chihuahua.

	Suelo ppm	Concentraciones de Pb en sangre ( $\mu\text{g/dL}$ ) y porcentajes en niños 1-5 años	
		Vivienda (muestreo)	Jardín Pre-escolar
Estrato I (600 - 1200 m) $n = 94$	742	$\bar{x} = 16.6$ rango ( 8.6 - 34.0) 75% $> 10$ 25% $> 15$ 25% $> 20$	$\bar{x} = 14.0$ rango ( 3.6 - 50.2) 56% $> 10$ 31% $> 15$ 19% $> 20$
Estrato II (1200 - 1800 m) $n = 124$	379	$\bar{x} = 8.9$ rango ( 3.7 - 25.5 ) 37% $> 10$ 5% $> 15$ 5% $> 20$	$\bar{x} = 8.3$ rango (3.9 - 24.5) 31% $> 10$ 8% $> 15$ 2% $> 20$
Estrato III (1800 - 2400 m) $n = 106$	202	$\bar{x} = 7.7$ rango ( 3.0 - 22.9) 14 % $> 10$ 5% $> 15$ 5% $> 20$	$\bar{x} = 7.2$ rango ( 2.8 - 24.8) 15% $> 10$ 1% $> 15$ 1% $> 20$
TOTAL $N = 324$	663 Rango 50 - 9555	—	$\bar{x} = 9.7$ $s = 6.7$ rango ( 2.8 - 50.2) 34 % $> 10$ 14 % $> 15$ 8 % $> 20$

$\mu\text{g/dL}$  Microgramos por decilitro.  
ppm Partes por millón.

De las muestras ambientales, sólo el suelo rebasó los criterios de riesgo para zonas de alto contacto con niños (400 ppm), con una media aritmética en las tres etapas de muestreo de 663 ppm ( $s \pm 1,551$ ), rango 50-9,555 ppm (cuadros 1 y 2). La evaluación de la dosis de exposición tanto en niños como en mujeres evidenció que el suelo aporta el 98% de la dosis total de ingesta de plomo en los tres estratos. En el cuadro 3 se presentan los resultados para E1. En cuanto a la caracterización del riesgo, en E1 existe un riesgo de daño neurológico para los niños teniendo como vía de exposición el suelo.

Los predictores de los niveles de plomo en sangre capilar de los niños fueron la ubicación del kinder, comer tierra y el tipo de piso de la vivienda. El uso de aire acondicionado, el consumo de requesón y el traslado en camión se encontraron asociados inversamente a los niveles de plomo en sangre capilar ( $R^2=32.37\%$ ). En cuanto a los niveles de plomo en sangre capilar en las mujeres (cuadro 5), éstos fueron determinados por la ocupación (empleadas de la industria maquiladora) y la lactancia actual. Los factores asociados inversamente a los niveles de plomo en sangre fueron la ingesta de suplementos de calcio y el consumo de atún ( $R^2=50.69\%$ ).

Respecto a los resultados de la etapa en la cual se muestrearon 10 sitios estratégicos (casas, escuela, cancha de fútbol), se encontraron dos muestras dentro de la norma; no obstante, las demás fueron elevadas. El rango fue de 212 a 9,555 ppm, este último se detectó en el suelo del frente de una de las casas, en la cual se encontró a un menor con valor de plomo en sangre de 49.5  $\mu\text{g}/\text{dL}$ .

La caracterización del riesgo mostró niveles por encima de la norma con riesgo de daño neurológico en E1, donde, extrapolando según los datos del INEGI, se esperaría que una cohorte creciente de 170 niños por año presente daño neurológico.

## Discusión

Este es el primer estudio que se realiza en una zona donde estuvo la que fue en un tiempo una de las fundidoras de plomo más grandes del mundo. Ni en los casi 90 años de funcionamiento ni en los largos años después del cierre se realizó una investigación del sitio que evaluara el riesgo potencial de exposición para humanos, especialmente en poblaciones de alta susceptibilidad como niños menores de 5 años y mujeres en edad reproductiva.

La metodología de evaluación de riesgo que se llevó en este trabajo (EPA, 1992; Samet *et al.*, 1998; Hertz-Piccioto, 1995) constituye actualmente la mejor herramienta para evaluar el daño potencial de un contaminante para la población humana. Esta metodología cobra mayor valor en la medida en la cual estudios previos con calidad metodológica hayan logrado demostrar la relación causa-efecto entre dicho contaminante y efectos adversos en la salud. Este estudio se enriqueció con la metodología de la Agencia de Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (ATSDR, 1993), con el fin de asignar una calificación que ubique, desde el punto de vista de salud pública, la necesidad de intervenir o no con medidas de remedio.

Además de ser el primer estudio en visualizar el problema de forma global, se hizo en una muestra representativa de la población, lo cual permite inferir el riesgo para la población

Cuadro 3. Evaluación de riesgo en niños del estrato I (600 m – 1200m) y contribución proporcional de cada medio. Escenario medio y máximo. Ávalos, Chihuahua.

Medio	Concentración promedio*	Contribución relativa (%)	Concentración máxima*	Contribución relativa (%)
Suelo superficial	$435 \times 10^{-4}$	98.3	$1433 \times 10^{-4}$	98.1
Polvo residencial	$1.653 \times 10^{-4}$	0.4	$3.743 \times 10^{-4}$	0.3
Pintura	$5.02 \times 10^{-4}$	1.1	$22.50 \times 10^{-4}$	1.5
Agua	$0.857 \times 10^{-4}$	0.2	$2.14 \times 10^{-4}$	0.1
Total	$442.53 \times 10^{-4}$	100	$1461.38 \times 10^{-4}$	100

\*  $\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{día}$ .

de la zona y estimar un aproximado en números absolutos de los niños con niveles de plomo por arriba de 10 µg/dL (NOM, 1999).

No sólo se hizo la evaluación de riesgo tradicional que permite estimar la dosis posible que está ingresando al organismo y localizar el medio que ofrece mayor riesgo, sino que además se tomó el nivel de plomo en sangre y pudo comprobarse la predicción. Esto se contrastó además con el modelo biocinético diseñado por la EPA para zonas aledañas a fundidoras. Los resultados sugieren que el suelo aporta el 98% de la dosis de exposición total de plomo, encontrándose para el primer estrato un riesgo de daño neurológico para los niños. Este es un hallazgo notable que contrasta con lo encontrado en otros estudios (Landrigan *et al.*, 1975; Kimbrough *et al.*, 1995) que han trabajado en zonas donde la emisión de partículas de plomo es activa y han demostrado que la ruta principal del contaminante es a partir de los medios aire y polvo, aunque siempre se recomienda realizar una evaluación de la exposición en el sitio (Benin *et al.* 1999). Se aprecia que en la medida en que no hay emisiones activas, el medio de contaminación residual es suelo cuya biodisponibilidad se aprecia al observar los predictores encontrados en el modelo multivariado, asociados todos con actividades relacionadas con exposición al suelo, en los niños, que son quienes están en contacto con el

suelo por sus actividades lúdicas. Estudios como los de Mielke HW (Mielke *et al.*, 1997; Mielke *et al.*, 1998), Díaz-Barriga F (Díaz-Barriga *et al.*, 1997), Jin A (Jin *et al.*, 1997) y Lin Z (Lin *et al.* 1998), han mostrado consistentemente que la exposición a plomo en el suelo tiene efectos en los niveles de plomo en sangre. Esto adquiere mayor relevancia si tomamos en cuenta que el 85% de las casas en esta zona tienen patios de tierra y el 63% de las calles de la zona se encuentran sin pavimento. Los puntos de mayor importancia por las concentraciones de plomo en el suelo, y determinantes en la evaluación, fueron las áreas de recreación de la zona, ubicadas en el estrato I como son canchas de fútbol y parques infantiles.

Las dosis de exposición y las concentraciones de plomo en sangre encontradas fueron consistentes con las predichas al aplicar el modelo Biocinético de Exposición Integral al Plomo (IEUBK) diseñado por la EPA. Este modelo predictivo es aplicado en otros estudios como un procedimiento validado en la comunidad científica (Wang *et al.*, 1997). Con esta técnica y de acuerdo a los datos del INEGI 1995, se estima que más de 500 niños entre 1 a 5 años de la zona tienen niveles de plomo en sangre superiores al límite marcado por la norma emergente y, del primer estrato, 170 niños (IC<sub>95%</sub> 156-183) enfrentan entonces y actualmente un riesgo severo de daño neurológico, más grave

Cuadro 4. Modelo de Regresión Lineal Múltiple para los niveles de plomo en sangre en niños.\*  
Ávalos, Chihuahua.

Variable	$\beta$	E.E.	IC <sub>95%</sub>
Asistir al Jardín del estrato I <sup>1</sup>	0.466	0.049	0.368 a 0.563
Comer tierra <sup>2</sup>	0.392	0.082	0.230 a 0.553
Piso de tierra o cemento <sup>3</sup>	0.158	0.048	0.064 a 0.251
Usar camión para transportarse <sup>4</sup>	- 0.212	0.051	- 0.312 a -0.112
Tener aire acondicionado <sup>5</sup>	- 0.147	0.051	- 0.247 a -0.046
Consumo de queso fresco <sup>6</sup>	- 0.108	0.044	- 0.194 a -0.021
Constante	1.952	0.052	1.850 a 2.054

\* Transformación Logarítmica; resultados expresados en µg/dL.

IC<sub>95%</sub> = Intervalo de Confianza para el 95%.

E.E. = Error Estándar.

$\beta$  = Coeficiente de Regresión.

R<sup>2</sup> = 32.37%.

n = 301.

<sup>1</sup> Ref. Asistir a Jardín en otro estrato.

<sup>2</sup> Ref. No comer tierra.

<sup>3</sup> Ref. Tener piso recubierto.

<sup>4</sup> Ref. Transportarse caminando.

<sup>5</sup> Ref. No tener aire acondicionado (ventilador o nada).

<sup>6</sup> Cuartil superior en relación a los demás.

aún si pensamos que esto se ha venido repitiendo quizá con mayor gravedad, generación tras generación, desde hace más de 90 años, y continúa.

Del estrato I al estrato II, un incremento en el plomo del suelo a 400 ppm como base genera un aumento del 38% en los niños con niveles superiores a 10 mg/dL; Lanphear BP (Lanphear *et al.*, 2005) encontró un aumento de 11.6%.

El hecho de tener pisos de tierra, así como el hábito de pica, complementan el grupo de variables asociadas positivamente con los niveles de plomo en sangre. Dada la información recabada en este grupo, pudieron obtenerse además variables protectoras como el hecho de transportarse en camión, tener aire acondicionado y comer requesón o queso fresco, como una proximidad de la ingesta de calcio, lo cual ha sido documentado en otros estudios (Hernández *et al.*, 1997; Lacasaña *et al.*, 1996; Lacasaña *et al.*, 2000; Mahaffey, 1990) Todas estas variables en conjunto explican el 32% de la variabilidad de plomo en sangre.

El modelo para las mujeres en edad reproductiva es bastante interesante (cuadro 5). Aunque la media de plomo en ellas estuvo por debajo de 10 µg/dL, el modelo es muy diferente al de los niños, ya que el suelo o lo relacionado con él no se muestra como predictor, pero el hecho de que mujeres lactando tuvieran concentraciones del doble de la media, a pesar de tener una *n* pequeña, nos hacen pensar en movilización de depósitos (Sanín *et al.*, 1998); la

variable se mantuvo como predictora hasta el modelo final. Las mujeres trabajadoras de la industria maquiladora (*n*=12) tuvieron una marcada diferencia hacia los valores altos frente a las demás, y de igual manera se mantuvo en el modelo final. Por otra parte, el consumo de atún enlatado y de suplementos con calcio tuvo una relación inversamente proporcional, concordante con los hallazgos de otros investigadores (McConnell *et al.*, 1995; Hernández *et al.*, 1997; Lacasaña *et al.*, 1996; Lacasaña *et al.*, 2000; Mahaffey, 1990; Ballew y Bowman, 2001). Esta relación no pudo evidenciarse al construir el índice de calcio, tal vez debido a problemas de mala clasificación o adaptación del cuestionario en cuanto a los hábitos alimenticios en la región. Llamam notoriamente la atención los resultados sobre el uso de loza de barro vidriada; estos fueron discordantes con hallazgos de otros investigadores (Lara *et al.*, 1989; Rothemberg *et al.*, 1990; Rothemberg *et al.*, 1993; Hernández *et al.*, 1991; Rojas *et al.*, 1994; Romieu *et al.*, 1994; Chaudhray-Webb *et al.*, 2003), quienes reportaron el uso de loza de barro vidriada como uno de los principales determinantes del nivel de plomo en sangre en el centro y sur del país. A la fecha estos resultados no se han reportado en la zona norte de México, donde el uso de la cerámica de barro vidriada no es un factor cultural característico como en el resto del país. En un estudio realizado por Rauda *et al.*, en Ciudad Juárez, Chih, se encontró que menos del 10% de las familias usan

Cuadro 5. Modelo de Regresión Lineal Múltiple para los niveles de plomo en sangre en madres.\*  
Ávalos, Chihuahua.

Variable	$\beta$	E.E.	IC <sub>95%</sub>
Lactancia actual	0.5099	0.8632	0.01510 - 0.8687
Ocupación en la ind. maquiladora <sup>1</sup>	0.4004	0.0863	0.2255 - 0.5753
Toma suplementos de calcio <sup>2</sup>	-0.3828	0.1155	-0.6168 - -0.1487
Consume atún enlatado <sup>3</sup>	-0.2387	0.0818	-0.4045 - -0.0729
Constante	1.5553	0.0724	1.4086 - 1.7020

\* Transformación logarítmica y los resultados son expresados en µg/dl.

IC = Intervalo de confianza.

E.E. = Error estándar.

$\beta$  = Coeficiente de regresión.

R<sup>2</sup> = 50.69%.

<sup>1</sup> Ref. Otra ocupación o ama de casa.

<sup>2</sup> Ref. No toma.

<sup>3</sup> Ref. Cuartel mas alto contrastado con el resto.

este tipo de loza (Rauda *et al.*, 2000). Por otro lado, al igual que en otros estudios, no se encontró diferencia alguna en cuanto al sexo. La edad no fue parte del conjunto de variables predictivas en los niños, sin embargo, en la edad de 3 a 4 años se presentaron los niveles más altos en contraste con los demás, debido probablemente a las actividades propias de la edad; esto mismo es reportado por Elhelu MA (Elhelu *et al.*, 1995).

En cuanto a las limitaciones del estudio, consideramos que no hubo sesgo de selección, puesto que no hubo pérdidas, se obtuvo una participación del 100%.

En el caso de existir sesgo de información, éste sería no diferencial. En cuanto a confusión, se contemplaron todos los posibles predictores de los niveles de plomo en sangre identificados en innumerables estudios (Lara *et al.*, 1989; Rothemberg *et al.*, 1990; Rothemberg *et al.*, 1993; Hernández *et al.*, 1991; Rojas *et al.*, 1994; Romieu *et al.*, 1994; Chaudhray-Webb *et al.*, 2003). No todas las vías probables de exposición al plomo fueron medidas en el estudio por no ser relevantes; por ejemplo, no fue medido el plomo en el aire porque la fundidora se encontraba sin actividad desde hacía varios años; por otro lado, si bien el plomo tampoco fue medido en la dieta, esta vía no se considera asociada a niveles altos de plomo en sangre (Rojas *et al.*, 1994).

Una reducción en la fuente de exposición ambiental a plomo resulta en una disminución sustancial en la media de los niveles de plomo en sangre, como ha sido demostrado (Maisonet *et al.*, 1997; Rothenberg y Rothenberg, 2005); asimismo, mediante el modelo IEUBK se predice que al disminuir la carga de plomo en el suelo a 300 ppm, los niveles de plomo disminuyen 75%.

El estudio presenta una información crucial, con validez científica, para desarrollar medidas de intervención tomando en cuenta las áreas de mayor contaminación. Se concluye por lo tanto que es imperante y necesaria la remediación del suelo en pro de la salud pública de la zona y la aplicación de otras medidas complementarias que deberán estudiarse (Huang *et al.*, 1997).

## Agradecimientos

A todas las madres, niños y maestras de la zona de Ávalos que desinteresadamente y con el mejor espíritu hicieron posible este trabajo. A las autoridades universitarias, a todos aquellos trabajadores que le dieron vida a Ávalos y a todos aquellos que retomen estos datos con el fin de corregir una situación de riesgo a la salud pública que se ha prolongado innecesariamente.

## Literatura citada

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR): 1993. *Toxicological Profile for Lead*. US. Department of Health and Human Services, Atlanta.
- BAGHURST, O., A.J. McMichael, N.R. Wigg, G.V. Vimpani, E.F. Robertson, R.J. Robert, R.J. *et al.* 1992. Environmental exposure to lead and children's intelligence at the age of seven years. *N. Engl. J. Med.* 327:1279-84.
- BALLEW, C. and B. Bowman. 2001. Recommending calcium to reduce lead toxicity in children: A critical review. *Nutrition Rev.* 59 (3):71-79.
- BELLINGER, D., A. Leviton, C. Wateraux, H. Needleman and M. Rabinowits. 1987. Longitudinal analysis of prenatal and postnatal lead exposure and early cognitive development. *N. Engl. J. Med.* 316:1037-43.
- BELLINGER, D., A. Leviton and J. Sloman. 1990. Antecedents and correlates of improved cognitive performance in children exposed *in utero* to low levels of lead. *Environ. Health Perspect.* 89:5-11.
- BELLINGER, D., A. Leviton, M. Rabinowitz, E. Allred, H. Needleman and S. Schoenbaum. 1991. Weight gain and maturity in fetuses exposed to low levels of lead. *Environ. Res.* 54:151-158.
- BENIN, A.L., J.D. Sargent, M. Dalton and S. Roda. 1999. High concentrations of heavy metals in neighborhoods near ore smelters in Northern Mexico. *Environ. Health Perspect.* 107:279-284.
- CARRIÓN, V.T., C.L. López, I. Romieu, ECO, OPS, OMS: 1995. Manual de Procedimientos en la Toma de Muestras Biológicas y Ambientales para Determinar Niveles de Plomo. Metepec Estado de México. México.
- CHAUDHRAY-WEBB, M., D.C. Paschal, I. Romieu, B. Ting, C. Elliot, H. Hopkins, L.H. Sanín and M.A. Ghazi. 2003. Determining lead sources in Mexico using the lead isotope-ratio. *Salud Pública*. México. 45 Suppl 2:S183-8.
- COREY, O.G. y L.A.C. Galvao, 1989. *Plomo Serie de Vigilancia 8*. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud.
- DÍAZ-BARRIGA F., L. Batres, J. Calderón, A. Lugo, L. Galvao, I. Lara, P. Rizo, M.E. Arroyave and R. McConnell. 1997. The El Paso smelter 20 years later: Residual impact on Mexican children. *Environ. Res.* 74.
- DOREA, J.G.: 2004. Mercury and lead during breastfeeding. *British J. Nutrition.* 92:21-40.
- ELHELU, M.A., D.T. Caldwell and W.D. Hirpassa. 1995. Lead in inner-city soil and its possible contribution to



- children's blood lead. *Archiv. of Environ. Health*. 50:165-168.
- Gobierno del Estado de Chihuahua: 2004. Informe de Gobierno.
- GOYER, R.A.: 1990. Transplacental transport of lead. *Environ. Health Perspect*. 89:101-105.
- GULSON, B.L., C.W. Jameson, K.R. Mahaffey, K.J. Mizon, M.J. Korsh and G. Vimpani: 1997. Pregnancy increases mobilization of lead from maternal skeleton. *J. Clin. Lab. Med.* 130:51-62.
- GULSON, B.L., K.R. Mahaffey, C.W. Jameson, K.J. Mizon, M.J. Korsch, M.A. Cameron and J.A. Eisman. 1998. Mobilization of lead from the skeleton during the postnatal period is larger than during pregnancy. *J. Clin. Lab. Med.* 131:324-9.
- HERNÁNDEZ, A.M., I. Romieu, C. Ríos, A. Riveroy E. Palazuelos. 1991. La cerámica vidriada con plomo como determinante importante de los niveles de plomo en sangre en mujeres mexicanas. *Environ. Health Perspect*. 94:117-120.
- HERNÁNDEZ, A.M., C.T. Gonzalez, E. Palazuelos, I. Romieu, A. Aro, E. Fishbein, K.E. Peterson., and H. Hu. 1996. Dietary and environmental determinants of blood and bone lead levels in lactating postpartum women living in Mexico City. *Environ. Health Perspect*. 104:1076-1082.
- HERNÁNDEZ, M., L.H. Sanín, I. Romieu, E. Palazuelos, T. Conyer, G. Olaiz, R. Rojas and J. Navarrete. 1997. Higher milk intake during pregnancy is associated with lower maternal and umbilical cord lead levels in postpartum women. *Environ. Res.* 914: 45:05.
- HERTZ-PICCIOTO, I.: 1995. Epidemiology and quantitative risk assessment: A bridge from science to policy". *Am. J. Public Health*. 85:484-491.
- HUANG, J.W., J. Chen, W.R. Berti and S.D. Cunningham. 1997. Phytoremediation of lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction". *Environ. Sci. Technol.* 31:800-805.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática). 1996.
- JIN, A., K. Teschke and R. Copes. 1997. The relationship of lead in soil to lead in blood and implications for standard setting". *Sci. Total Environ.* 208(1-2):23-40.
- JANAKIRAMAN, V., A. Ettinger, A. Mercado-García, H. Hu and M. Hernández. 2003. Calcium supplements and bone resorption in pregnancy. A randomized crossover trial. *Am J Prev Med.* 24(3):260-264.
- KIMBROUGH, R., M. Levois and D. Webbs. 1995. Survey of lead exposure around a closed lead smelter". *Pediatrics.* 95:550-554.
- LACASAÑA, N.M., I. Romieu, L.H. Sanín, R.E. Palazuelos y A.M. Hernández. 1996. Consumo de calcio y plomo en sangre de mujeres en edad reproductiva. *Rev. Invest. Clin.* 48:425-30.
- LACASAÑA, M., I. Romieu, L.H. Sanín *et al.* 2000. Blood lead levels and calcium intake in Mexico City children under five years of age. *Int. J. Environ. Health Res.* 331-340.
- LANDRIGAN, P.J., S.H. Gehlbach, B.F. Rosenblum, J.M. Shoultz, R.M. Candelaria, W.F. Barthel *et al.* 1975. Epidemic lead absorption near an ore smelter. *N. Engl. J. Med.* 292:123-129.
- LANPHEAR, B.P., R. Hornung, J. Khoury, K. Yolton, P. Baghurst, D.C. Bellinger *et al.* 2005. Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: An international pooled analysis. *Environ. Health Perspect.* 113 (7): 894-899.
- LARA, F.E., C.J. Alagón, J.L. Bobadilla, P.B. Hernández y B.A. Ciscomanim. 1989. Factores asociados a los niveles de plomo en sangre en residentes de la Ciudad de México. *Salud Pública.* México. 31:625-633.
- LIN, Z., Harsbok, M. Ahlgren and U. Qvarfort. 1998. The source and date of Pb in contaminated soils at the urban area of Falun in Central Sweden. *Sci. Total Environ.* 209 (1):47-58.
- MAHAFFEY, K.R.: 1990. Environmental lead toxicity: Nutrition as a component of intervention. *Environ. Health Perspect.* 89:75-78.
- MAISONNET, M., F.J. Bove and W.E. Kaye. 1997. A case-control study to determine risk factors for elevated blood lead levels in children, Idaho. *Toxicol. Ind. Health.* 13(1):67-72.
- MC CONELL, R., I. Romieu y A.M. Hernández. 1995. Intoxicación por plomo: de la detección a la prevención primaria. *Salud Publica.* México. 37:264-274.
- McMICHAEL, A.J., P.A. Baghurst, N.R. Wigg, G.V. Vimpani, E.F. Robertson and R.J. Roberts. 1988. Port Pirie cohort study: Environmental exposure to lead and children's abilities at the age of four years. *N. Engl. J. Med.* 319: 468-475.
- MIELKE, H.W., D. Dugas, P.W. Mielke, Jr., K.S. Snith and C.R. Gonzáles. 1997. Association between soil lead and childhood blood lead in urban New Orleans and rural La Fourche Parish of Louisiana. *Environ. Health Perspect.* 105:950-954.
- MIELKE, H.W. and P.L. Reagan. 1998. Soil is an important pathway of human lead exposure. *Environ. Health Perspect.* 106(1):217-22.
- MUÑOZ, H., I. Romieu, E. Palazuelos, S.T. Mancilla, G.F. Meneses and A.M. Hernández. 1993. Blood lead level and neurobehavioral development among children living in Mexico City. *Archiv. Environ. Health.* 48:132-138.
- NEEDLEMAN, H.L., A. Schell, D. Bellinger, A. Leviton and E. Allred. 1990. The long-term effects of exposure to low doses of lead in childhood. *N. Engl. J. Med.* 322:83-88.
- Norma Oficial Mexicana Emergente NOM-EM-000-SSA1-1999.
- Pace Environs, Inc.: PaceScan 3000 TM Operator. Manual instructions for using the PaceScan System for quantitative analysis of lead in paint, dust, soil and drinking water.
- POPOVIC, M., F.E. McNeill, F.E., D.R. Chettle, C.E. Webber, V. Lee and W. Kaye. 2005. Impact of occupational exposure on lead levels in women. *Environ. Health Perspect.* 113(4): 478-484.
- RAUDA, L., L.H. Sanín, M. Hernández-Ávila *et al.* 2000. Niveles de plomo en el binomio madre-hijo, veinticinco años después de Anapra. *Border Health.*
- ROJAS, L.M., B.C. Santos, C. Ríos, A.M. Hernández and I. Romieu. 1994. Use of lead glazed ceramics is the main factor associated to high lead in blood levels in two Mexican rural communities. *J. Toxicol. Environ. Health.* 42:42-52.

- ROMIEU, I., E. Palazuelos, A.M. Hernández, C. Ríos, I. Muñoz, C. Jiménez and G. Cahero. 1994. Sources of lead exposure in Mexico City. *Environ. Health Perspect.* 102.
- ROSEN, J.F.: 1995. Adverse health effects of lead at low exposure levels: trends in the management of childhood lead poisoning. *Toxicology.* 97:11-17.
- ROTHEMBERG, S.J., G.I.A. Pérez, H.E. Perroni, A.L. Schnaas, O.S. Casino, C.D. Suro, O.J. Flores y S. Karchmer. 1990. Fuentes de plomo en embarazadas de la Cuenca de México. *Salud Pública.* México. 32:632-643.
- ROTHEMBERG, S.J., L.A. Schnaasn, G.I. Pérez, C.R. Hernández, M.S. Martínez y H.E. Perroni. 1993. Factores relacionados con el nivel de plomo en sangre en niños de 6 a 30 meses de edad en el Estudio prospectivo de plomo en la Ciudad de México. *Salud Pública.* México. 35:592-598.
- ROTHENBERG, S.J. and J.C. Rothem-berg. 2005. Testing the dose-response specification in epidemiology: Public health and policy consequences for lead. *Environ. Health Perspect.* 113:1190-1195.
- SAMET, J.M., R. Schnatter and H. Gibb. 1998. "Invited commentary: Epidemiology and risk assessment". *Am. J. Epid.* 148:929-936.
- SANÍN, L.H., T. González-Cossío, I. Romieu y M. Hernández-Ávila. 1998. Acumulación de plomo en hueso y sus efectos en la salud. *Salud Pública.* México. 40:359-368.
- SANÍN, L.H., T. González-Cossío, I. Romieu *et al.* 2001. Effect of maternal lead burden on infant weight and weight gain at one month of age among breast-fed infants. *Pediatrics.* 107(5):1016-1023.
- Stata Corporation: 1993. *Stata Reference Manual.* 6th ed. College Station, TX.
- US-EPA: 1992. *Risk assessment.* Office of Research and Development. Washington. EPA/600/M-91/0-34.
- WANG, Y., I. Thornton and M. Farango. 1997. Changes in lead concentrations in the home environment in Birmingham. England over the periods 1984-1996. *Sci. Total Environ.* 207:149-156.

Recibido: Marzo 3, 2006/Aceptado: Agosto 11, 2006 