

Análisis de la distribución nacional de intoxicación por plomo en niños de 1 a 4 años. Implicaciones para la política pública en México

Martha María Tellez-Rojo, D en C Epidemiol,⁽¹⁾ Luis F Bautista-Arredondo, L en LL Hisp,⁽¹⁾ Belem Trejo-Valdivia, PhD Stat,⁽¹⁾ Marcela Tamayo-Ortiz, D en C Environmental Epidemiology,^(1,2) Daniel Estrada-Sánchez, Ing en Sist Electr,⁽³⁾ Ruben Kraiem, D en Der,⁽³⁾ Ivan Pantic, Quím de Invest y Des,⁽⁴⁾ Adriana Mercado-García, M en SP,⁽¹⁾ Martín Romero-Martínez, PhD Stat,⁽⁵⁾ Teresa Shamah-Levy, D en SP,⁽⁵⁾ Richard Fuller, L en C Ing,⁽³⁾ Alejandra Cantoral, D en C Epidemiol.^(1,2)

Tellez-Rojo MM, Bautista-Arredondo LF, Trejo-Valdivia B, Tamayo-Ortiz M, Estrada-Sánchez D, Kraiem R, Pantic I, Mercado-García A, Romero-Martínez M, Shamah-Levy T, Fuller R, Cantoral A.
Análisis de la distribución nacional de intoxicación por plomo en niños de 1 a 4 años. Implicaciones para la política pública en México. *Salud Publica Mex.* 2020;62:627-636.

<https://doi.org/10.21149/11550>

Tellez-Rojo MM, Bautista-Arredondo LF, Trejo-Valdivia B, Tamayo-Ortiz M, Estrada-Sánchez D, Kraiem R, Pantic I, Mercado-García A, Romero-Martínez M, Shamah-Levy T, Fuller R, Cantoral A.
Analysis of the national distribution of lead poisoning in 1-4 year-old children. Implications for Mexican public policy. *Salud Publica Mex.* 2020;62:627-636.

<https://doi.org/10.21149/11550>

Resumen

Objetivo. Estimar la magnitud de intoxicación por plomo (Pb) ($\geq 5\mu\text{g}/\text{dL}$ en sangre) en niños de 1 a 4 años e identificar la contribución del uso de loza de barro vidriado con Pb (LBVPb) como fuente de exposición en los 32 estados de México. **Material y métodos.** Muestra de Pb en sangre (PbS) capilar de niños participantes en la Encuesta Nacional de Salud y Nutrición 2018-2019. Se estimó la prevalencia de intoxicación, su asociación con LBVPb y distribución nacional. **Resultados.** La prevalencia nacional de intoxicación fue 17.4%, lo cual representa 1.4 millones de niños. Esta prevalencia fue 30.7% entre usuarios de LBVPb y 11.8% entre no usuarios. En 17 estados la prevalencia de intoxicación es $\geq 10\%$; en 11 es $\geq 5-10\%$ y en 4 es $< 5\%$. **Conclusiones.** Existe una

Abstract

Objective. To estimate de magnitude of Pb poisoning ($\geq 5\mu\text{g}/\text{dL}$ blood) in 1-4 year old children and to identify the contribution of lead-glazed ceramics use (LGC) as a source of exposure in the 32 Mexican states. **Materials and methods.** Using the results from a sample of capillary blood lead (BPb) we estimated the prevalence of Pb poisoning, its association with LGC and national distribution. **Results.** The national prevalence of Pb poisoning was 17.4% representing 1.4 million children. The prevalence was 30.7% among LGC users and 11.8% in non-users. In 17 states the prevalence of Pb poisoning was $\geq 10\%$, in 11 states between 5-10%, and in 4 states $< 5\%$. **Conclusions.** There is a geographic differential distribution of the problem; confirming the association with

(1) Centro de Investigación en Nutrición y Salud, Instituto Nacional de Salud Pública. Cuernavaca, Morelos, México.

(2) Cátedras Conacyt. Ciudad de México, México.

(3) Pure Earth. Nueva York, Estados Unidos.

(4) Departamento de Neurobiología del Desarrollo, Instituto Nacional de Perinatología. Ciudad de México, México.

(5) Centro de Investigación en Evaluación y Encuestas, Instituto Nacional de Salud Pública. Cuernavaca, Morelos, México.

Fecha de recibido: 15 de mayo de 2020 • **Fecha de aceptado:** 29 de septiembre de 2020 • **Publicado en línea:** 24 de noviembre de 2020

Autor de correspondencia: Belem Trejo Valdivia. Centro de Investigación en Nutrición y Salud, Instituto Nacional de Salud Pública.

Av. Universidad 655, col. Santa María Ahuacatlán. 62100 Cuernavaca, Morelos, México.

Correo electrónico: bvaldivia@insp.mx

Licencia: CC BY-NC-SA 4.0

distribución diferencial geográfica del problema; se confirma la asociación con LBVPb y se estima la contribución de otras fuentes de exposición. Esta información ofrece una guía para implementar acciones de prevención y control en México.

Palabras clave: plomo en sangre; población infantil; barro vidriado con plomo; intoxicación por plomo; México

LGC and estimating the contribution of other Pb exposure sources. This information offers a guide to implement prevention and control actions in Mexico.

Keywords: blood lead; children; lead-glazed ceramics; lead poisoning; Mexico

Los efectos de la intoxicación por plomo (Pb) han sido ampliamente identificados y descritos en la población mexicana,¹ no así su magnitud a nivel nacional. En 2018, se llevó a cabo la Encuesta Nacional de Salud y Nutrición 100k (Ensanut 100k), dentro de la cual se realizó el primer estudio en México con representatividad nacional y regional para estimar la prevalencia de intoxicación por Pb en la población infantil (de 1 a 4 años de edad) residente en localidades de menos de 100 000 habitantes. Este estudio documentó que existe más de un millón de niños con niveles de intoxicación. También confirmó como la principal fuente de exposición el uso de loza de barro vidriado con Pb (LBVPb) e identificó a las zonas centro y sur del país como las de mayor magnitud de intoxicación y las de mayor uso de este tipo de loza.²

Los hallazgos mencionados informaron el diseño del *Programa de acción de aplicación inmediata para el control de la exposición a plomo en México*, aprobado por el Consejo de Salubridad General (CSG) en noviembre de 2019.³ Éste presenta una estrategia organizada en cinco líneas de acción entre las que se encuentra un plan para sustituir el uso de esmaltes con base de Pb en la producción de loza de barro artesanal de baja temperatura, así como el diseño e implementación de un sistema de vigilancia epidemiológica. Implementar el programa en un país organizado por estados representa todo un reto, por lo que se requiere desarrollar una estrategia de análisis útil para enfrentarlo.

La exposición a Pb es un problema de salud pública reconocido a nivel mundial que afecta a todos los grupos etarios, sobre todo a la infancia, etapa especialmente vulnerable debido a la susceptibilidad biológica y a que los efectos tóxicos del Pb permanecen hasta la vida adulta.^{4,5} En este contexto, el objetivo de este estudio es estimar la prevalencia de intoxicación por Pb en la población infantil en México, clasificando los 32 estados de la República de acuerdo con la magnitud de la intoxicación, e identificar la contribución de la LBVPb como fuente de exposición en cada uno de ellos.

Material y métodos

Este estudio considera una submuestra de menores de 1 a 4 años de edad residentes en hogares de los 32 estados de México, que participaron en la Ensanut 2018-19, la cual es una encuesta probabilística a nivel nacional, cuyo diseño se puede consultar en el artículo metodológico correspondiente.⁶

Como parte de la Ensanut 2018-19, se midió la concentración de Pb en sangre (PbS) capilar (unas gotas de sangre de un dedo de la mano no dominante) utilizando una prueba rápida por voltamperometría de redisolución anódica con el analizador portátil Lead-Care II. Este dispositivo tiene un rango de detección de 3.3-65.0 $\mu\text{g}/\text{dL}$.⁷ Se tuvo como referencia el valor crítico definido en la Norma Oficial Mexicana vigente,⁸ por lo tanto, se consideraron como intoxicación los valores de $\text{PbS} \geq 5$ microgramos (μg) por decilitro (dL) de sangre. Para los casos en que se detectó una concentración ≥ 25 $\mu\text{g}/\text{dL}$, se repitió la medición para descartar la posibilidad de contaminación de la muestra durante el procedimiento.

Adicionalmente, se aplicó un cuestionario breve al responsable de la preparación de los alimentos del menor para conocer el patrón (uso y frecuencia) de uso de LBVPb al preparar, almacenar y servir los alimentos o bebidas del menor durante los tres meses previos a la encuesta (el PbS tiene una vida media que varía entre uno y dos meses).⁹ Se utilizó una tarjeta con una imagen impresa de este tipo de loza para facilitar su identificación. La recolección de la información y la toma de muestras se realizaron por entrevistadores con experiencia en este tipo de procedimientos y capacitados por este grupo de investigación.

La información sociodemográfica de los participantes se obtuvo de la base maestra de la encuesta: sexo, edad, estrato de residencia, condición de indigenismo (hogares donde se refirió que al menos un residente habla lengua indígena) y nivel de carencias. Para medir las capacidades económicas de un hogar, se utilizó el

índice categórico para el nivel de carencias generado por el grupo metodológico de la Ensanut 2018-19.⁶

Para presentar la situación de exposición a Pb en las 32 entidades federativas de una forma que ayude a construir una ruta de respuesta priorizada, éstas se clasificaron en cinco grupos de acuerdo con dos indicadores: 1) magnitud de la prevalencia estatal de intoxicación: $P_{\geq 10\%}$ (prevalencia $\geq 10\%$), $P_{5-10\%}$ (prevalencia entre 5 y 10%) y $P_{<5\%}$ (prevalencia $< 5\%$); y 2) descomposición del indicador anterior de acuerdo con la fuente de exposición principal: prevalencia de intoxicación proveniente de hogares que usan LBVPb y prevalencia de intoxicación proveniente de hogares que no la usan (indicador de la presencia de otras fuentes de exposición a Pb no estudiadas en este artículo). La caracterización de estos cinco grupos fue la siguiente:

- Grupo 1: Intoxicación $P_{\geq 10\%}$ ocasionada por el uso de LBVPb y la presencia importante de otras fuentes de exposición.
- Grupo 2: Intoxicación $P_{\geq 10\%}$ ocasionada mayoritariamente por otras fuentes de exposición.
- Grupo 3: Intoxicación $P_{5-10\%}$ ocasionada mayoritariamente por el uso de LBVPb.
- Grupo 4: Intoxicación $P_{5-10\%}$ ocasionada mayoritariamente por otras fuentes de exposición.
- Grupo 5: Intoxicación $P_{<5\%}$ en donde la prevalencia de intoxicación es la menor del país y, por tanto, la contribución de las diferentes fuentes de exposición no es relevante.

Se ajustaron los ponderadores generales de la encuesta para asegurar la representatividad de la submuestra de menores de 1 a 4 años de edad con información de PbS. Se obtuvieron las distribuciones de las variables sociodemográficas al estratificar por la agrupación propuesta. Se estudió la distribución de los niveles estatales de intoxicación por uso de LBVPb estratificando por estrato de residencia (rural vs. urbana). Para evaluar la contribución del uso de LBVPb sobre la prevalencia de intoxicación en cada grupo y a nivel nacional, se estimaron modelos *logit* ajustados por el diseño muestral así como por la edad y sexo del menor, y por condición de indigenismo y nivel de carencias del hogar. Las varianzas se estimaron usando el método de linealización. Los análisis se realizaron en el paquete estadístico Stata 14.

A todos los participantes se les entregó un folleto informativo sobre fuentes de exposición a Pb, efectos adversos, recomendaciones para evitar la exposición y recetas de cocina que promueven la ingesta de alimentos ricos en nutrimentos que inhiben la absorción de Pb (calcio, zinc y hierro).¹⁰ El proyecto fue revisado y apro-

bado por el Comité de Investigación, el Comité de Ética para la Investigación y el Comité de Bioseguridad del Instituto Nacional de Salud Pública. Los padres de los niños participantes proporcionaron su consentimiento para la realización de los procedimientos del estudio, previa explicación del objetivo y descripción de los mismos.

Resultados

Se obtuvieron mediciones de PbS capilar en 3 127 menores de entre 1 y 4 años de edad, quienes representan casi ocho millones (7 937 490) de menores en el país: 47.5% fueron niñas y 52.5%, niños. El 28.4% de los hogares están en áreas rurales. En relación con las capacidades económicas, 39.5% de los hogares reportó tener muchas carencias, 35.9% carencias medias y 24.6% menos carencias (cuadro I).

El rango de concentraciones de PbS fue de 3.3 a 36.6 $\mu\text{g}/\text{dL}$. El 52.5% de los menores registraron concentraciones menores de 3.3 $\mu\text{g}/\text{dL}$ y 30.1% tuvo concentraciones de $3.3 \leq \text{PbS} < 5.0$.

La prevalencia nacional de menores que exceden el valor de referencia establecido de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana vigente⁸ fue 17.4%, lo que representa casi 1.4 millones de niños y niñas con intoxicación. El 3.5% de la muestra presentó niveles $\geq 10 \mu\text{g}/\text{dL}$ y en 0.2% se repitió la muestra por presentar valores $\geq 25 \mu\text{g}/\text{dL}$.

La prevalencia de intoxicación en las zonas rurales fue más alta que en las urbanas: 19.7% (IC95%: 15.8-24.3) vs. 16.5% (IC95%: 13.6-19.9), respectivamente. No se encontró diferencia significativa por sexo ($p=0.53$), edad ($p=0.57$) o nivel de carencias ($p=0.26$). El 26.5% de los participantes viven en hogares que reportaron haber usado LBVPb en los tres meses previos a la encuesta. A nivel nacional, la prevalencia de intoxicación por Pb es casi tres veces mayor en hogares que usaron LBVPb vs. los que no usaron (30.7 vs. 11.8%; $p < 0.01$).

La prevalencia estatal de intoxicación mostró una gran heterogeneidad: mientras que en Sinaloa fue nula, en Puebla se estimó la prevalencia más elevada del país con casi la mitad de niños con niveles de intoxicación (46.6%; IC95%: 30.7-63.3). Diecisiete estados tuvieron prevalencias estatales $\geq 10\%$; 11 estados prevalencias entre 5 y 10%, y sólo cuatro estados presentaron prevalencias $< 5\%$ (figura 1).

La descomposición de intoxicación por estado de acuerdo con el uso de LBVPb también mostró gran variabilidad (figura 1): se identificaron estados con prevalencias altas ($\geq 10\%$) de intoxicación en presencia, pero también en ausencia del uso de LBVPb. Asimismo, se identificaron estados con prevalencias de intoxicación denominadas en este estudio como moderadas (5-10%) y

Cuadro I
CARACTERÍSTICAS DE LOS MENORES PARTICIPANTES CON DETERMINACIÓN DE PLOMO.*
ENSANUT 2018-19, MÉXICO

	Total n= 3 127 N=7 937 490 [#]	Grupo 1 [‡] n= 1 227 N=3 911 925	Grupo 2 n=438 N=961 336	Grupo 3 n=458 N=1 099 528	Grupo 4 n=513 N=1 079 239	Grupo 5 n=491 N=885 462	p [§]
Edad (años)							
1	23.0	23.4	16.6	26.1	19.5	28.4	0.17
2	24.6	25.1	25.7	21.2	26.1	23.8	
3	25.2	23.7	30.0	28.5	25.1	22.9	
4	27.2	27.8	27.7	24.2	29.3	24.9	
Sexo							
Mujeres	47.5	48.5	43.5	48.4	46.9	47.0	0.75
Hombres	52.5	51.5	56.5	51.6	53.1	53.0	
Estrato de residencia							
Rural	28.4	31.4	17.0	45.0	14.3	24.0	0.00
Urbano	71.6	68.6	83.0	55.0	85.7	76.0	
Nivel de carencias							
Muchas carencias	39.5	45.6	23.5	47.8	25.1	37.1	0.00
Carencias medias	35.9	34.7	38.3	30.9	42.7	36.6	
Menores carencias	24.6	19.7	38.2	21.3	32.2	26.3	
Intoxicación por plomo							
Sí	17.4	26.1	16.9	7.9	8.2	2.8	0.00
No	82.6	73.9	83.1	92.1	91.8	97.2	
Uso de barro vidriado en los últimos tres meses							
Sí	26.5	40.6	16.6	19.0	10.6	5.9	0.00
No	73.5	59.4	83.4	81.0	89.4	94.1	

* Los porcentajes están ajustados por el diseño de muestra y las estimaciones de varianza por método de linealización

[‡] Grupo 1: intoxicación $\geq 10\%$ causada mayoritariamente al uso de LBVPb y presencia importante de otras fuentes de exposición. Grupo 2: intoxicación $\geq 10\%$ causada mayoritariamente a otras fuentes de exposición. Grupo 3: intoxicación de 5-10% causada mayoritariamente al uso de LBVPb. Grupo 4: intoxicación de 5-10% causada mayoritariamente a otras fuentes de exposición. Grupo 5: intoxicación $< 5\%$.

[§] Comparación de grupos vía modelos *mlogit* simples

[#] Población representada según diseño de muestra

Ensanut: Encuesta Nacional de Salud y Nutrición

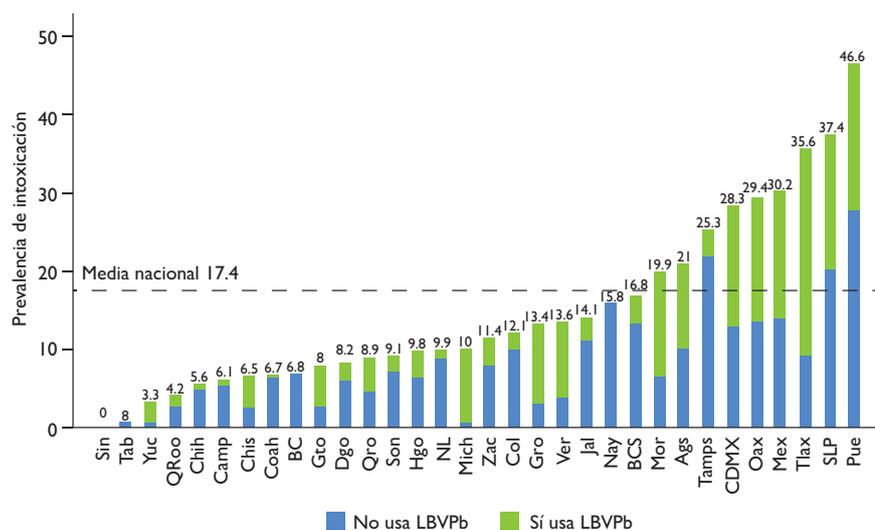
LBVPb: loza de barro vidriado con plomo

bajas ($< 5\%$) con diferentes patrones de descomposición. El resumen de esta conformación es el siguiente:

- Grupo 1: Puebla, San Luis Potosí, Tlaxcala, Estado de México, Oaxaca, Ciudad de México, Aguascalientes, Morelos, Veracruz, Guerrero, Zacatecas y Michoacán.
- Grupo 2: Tamaulipas, Baja California Sur, Nayarit, Jalisco y Colima.
- Grupo 3: Hidalgo, Querétaro, Guanajuato y Chiapas.
- Grupo 4: Nuevo León, Sonora, Durango, Baja California, Coahuila y Campeche.

- Grupo 5: Chihuahua, Quintana Roo, Yucatán, Tabasco y Sinaloa.

El cuadro I presenta las características generales de la muestra en cada grupo de estados. El 49.2% de la muestra está concentrada en el Grupo 1, mientras que el resto de la muestra está distribuido de manera más o menos uniforme en los otros cuatro grupos. La distribución por sexo y edad no cambia con respecto a la distribución nacional; sin embargo, las distribuciones correspondientes por estrato de residencia y nivel de carencias muestran distribuciones diferenciales en la conformación de los grupos derivadas de las caracterís-



CDMX: Ciudad de México

Pb: plomo

LBVPb: loza de barro vidriado con plomo

Ensanut: Encuesta Nacional de Salud y Nutrición

FIGURA 1. PREVALENCIA ESTATAL DE INTOXICACIÓN POR Pb Y CONTRIBUCIÓN DEL USO DE LBVPb. ENSANUT 2018-19, MÉXICO

ticas estatales: los grupos 2 y 4, por ejemplo, incluyen estados con bajas proporciones de hogares rurales en comparación con la proporción nacional, mientras que el Grupo 3 muestra un comportamiento inverso.

Como era de esperarse dada la definición de los grupos, la mayor prevalencia de intoxicación (26.1%; IC95%: 21.7-31.0) y el mayor porcentaje de uso de LBVPb (40.6%; IC95%: 35.7-45.7) se presentan en el Grupo 1, y la prevalencia y el porcentaje más bajos en el Grupo 5 (2.8%; IC95%: 1.2-6.1, y 5.9%; IC95%: 4.1-8.4, respectivamente). Como información complementaria sobre intoxicación en menores, se presentan en un cuadro suplementario¹¹ las prevalencias a nivel nacional, por grupos y por estados, de los diferentes niveles de intoxicación definidos por la Norma Oficial Mexicana vigente. Estos niveles son: nivel 1 si $PbS \geq 5$, nivel 2 si $5 < PbS < 15$, nivel 3 si $15 \leq PbS < 25$ y nivel 4 si $25 \leq PbS < 45$.

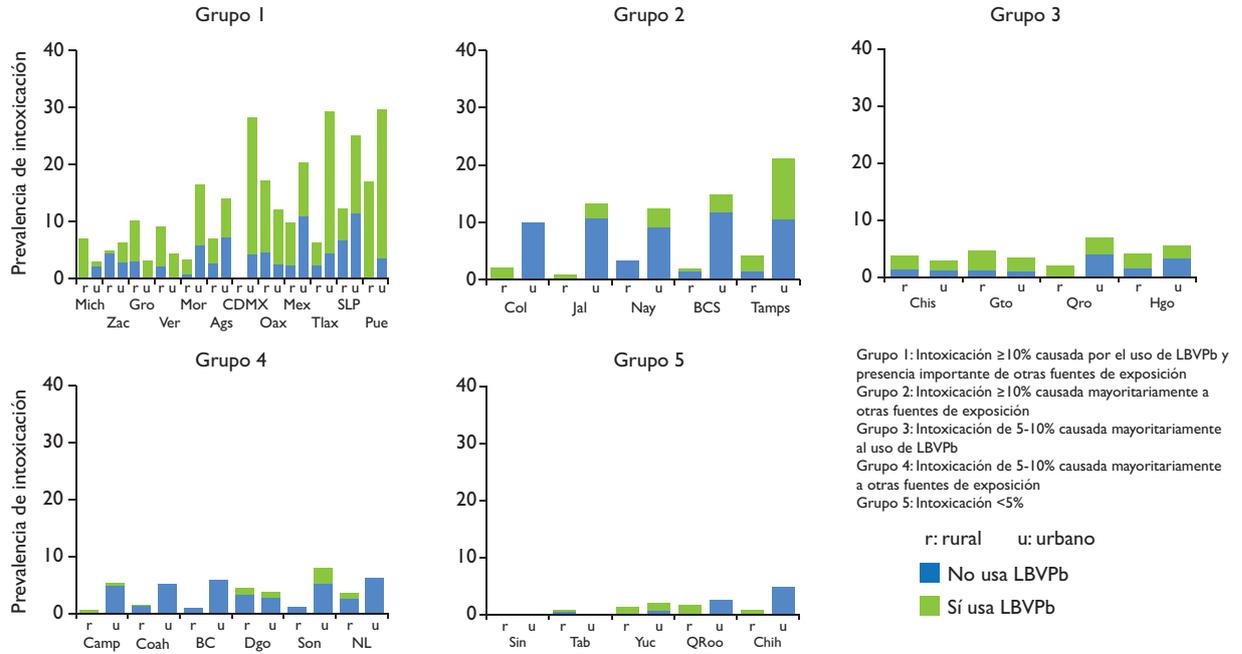
La relación entre intoxicación y uso de LBVPb cambia entre los grupos. En los hogares del Grupo 1 que reportaron usar LBVPb, se encontró 35.5% de niños con intoxicación, mientras que este valor fue 15.0, 23.5, 7.9 y 6.6% en los hogares de los grupos 2, 3, 4 y 5, respectivamente. Por otro lado, entre los hogares que reportaron no usar LBVPb, se encontró que los porcentajes de intoxicación fueron: 20.0, 14.9, 4.3, 6.4 y 1.7%, para los grupos del 1 al 5, respectivamente.

Por estrato de residencia, 28.1% de los menores de hogares urbanos que usan LBVPb tuvo niveles de

intoxicación, en comparación con 35.0% de los menores de hogares rurales que usan LBVPb. Para los hogares que no usan LBVPb, estas prevalencias fueron similares: 11.8 y 12.0%, respectivamente.

Los estados del mismo grupo pueden mostrar distribuciones diferentes en la prevalencia de intoxicación por uso de LBVPb y por estrato de residencia. Altas prevalencias de intoxicación se presentan tanto en zonas rurales como urbanas principalmente en el Grupo 1. Hay estados donde el problema de intoxicación se concentra en zonas urbanas y poco se debe al uso de LBVPb, como sucede en el Grupo 2. Este patrón diferencial se muestra en la figura 2.

A través de un modelo *logit* (ajustado por el diseño muestral, sexo, edad y nivel de carencias), se estimó una asociación altamente significativa ($p < 0.01$) entre uso de LBVPb y presencia de intoxicación (cuadro II). A nivel nacional, es más probable que los menores de hogares que usan LBVPb presenten niveles de intoxicación, que aquellos que refieren no haberla usado (OR=3.27; IC95%: 2.34-4.58). Este patrón se repite en los grupos 1 y 3, donde se estiman OR=2.33 ($p < 0.01$) y OR=8.48 ($p < 0.01$) respectivamente; mientras que en los grupos 2 y 4 no hay evidencia de una relación significativa entre ambas características: OR=1.03 ($p=0.96$) y OR=1.33 ($p=0.58$), respectivamente. Los resultados son consistentes con la definición de cada grupo. Cabe mencionar que en el Grupo 5, aunque hay un incremento altamente significativo en la posibilidad



CDMX: Ciudad de México; SLP: San Luis Potosí; BCS: Baja California Sur; BC: Baja California; NL: Nuevo León
 LBVPb: loza de barro vidriado con plomo
 Ensanut: Encuesta Nacional de Salud y Nutrición

FIGURA 2. DISTRIBUCIÓN DE INTOXICACIÓN ESTATAL POR PLOMO POR ESTRATO DE RESIDENCIA Y GRUPO DE ESTADOS. ENSANUT 2018-19, MÉXICO.

Cuadro II
MODELO LOGIT PARA INTOXICACIÓN POR PLOMO POR GRUPOS DE ESTADOS.‡ ENSANUT 2018-19, MÉXICO

	Global	Grupo 1 [§]	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5
	RM	RM	RM	RM	RM	RM
	IC	IC	IC	IC	IC	IC
No intoxicación (Pb<5.0)						
Intoxicación (Pb≥5.0)						
Referencia						
Uso de barro en los últimos tres meses						
Sí	3.27*** (2.34-4.58)	2.33*** (1.51-3.57)	1.03 (0.39-2.70)	8.48*** (4.12-17.42)	1.33 (0.48-3.73)	13.39*** (3.58-50.08)
Estrato de residencia						
Rural	1.09 (0.73-1.63)	1.25 (0.74-2.11)	0.45* (0.19-1.05)	0.69 (0.27-1.75)	1.92 (0.84-4.40)	1.63 (0.45-5.97)

‡ Modelo ajustado por sexo, edad y nivel de carencias

§ Grupo 1: intoxicación ≥10% causada mayoritariamente al uso de LBVPb y presencia importante de otras fuentes de exposición. Grupo 2: intoxicación ≥10% causada mayoritariamente a otras fuentes de exposición. Grupo 3: intoxicación de 5-10% causada mayoritariamente al uso de LBVPb. Grupo 4: intoxicación de 5-10% causada mayoritariamente a otras fuentes de exposición. Grupo 5: intoxicación <5%

Método de linealización para estimaciones de varianza: * p<0.1, ** p<0.05, *** p<0.01

Ensanut: Encuesta Nacional de Salud y Nutrición

RM: razón de momios

IC: intervalo de confianza al 95%

Pb: plomo

LBVPb: loza de barro vidriado con plomo

de intoxicación por uso de LBVPb, este efecto está basado tanto en un número pequeño de hogares que usan LBVPb como en un número pequeño de menores con intoxicación, lo que produce poca precisión del OR y un intervalo de confianza muy amplio.

A partir del modelo anterior, se estimaron probabilidades de intoxicación en cada uno de los grupos de estados, de acuerdo con el reporte de uso/no uso de LBVPb. El cuadro III presenta la distribución del número de niños y niñas con intoxicación en cada grupo.

Cuadro III
POBLACIÓN AFECTADA Y PROBABILIDADES DE
INTOXICACIÓN* SEGÚN USO DE LBVPB
Y GRUPOS DE ESTADOS.
ENSANUT 2018-19, MÉXICO

Grupo [‡]	Uso de LBVPb	Número esperado de individuos con intoxicación	Porcentaje ajustado de intoxicación	Intervalo de confianza
1	No	427 396	19.8	(14.6-25.0)
	Sí	530 788	36.0	(28.3-43.6)
2	No	106 699	14.8	(9.8-19.8)
	Sí	21 741	15.1	(4.9-25.3)
3	No	37 021	4.2	(2.1-6.4)
	Sí	51 212	24.8	(15.9-33.7)
4	No	59 077	6.4	(3.2-9.5)
	Sí	9 063	8.3	(1.9-14.6)
5	No	13 173	1.7	(0.0-3.5)
	Sí	5 859	8.7	(1.8-15.7)
Total	No	654 302	11.9	(9.4-14.3)
	Sí	603 495	30.4	(24.5-36.4)
	Sin información	123 477	ND	ND

*Ajustados por edad, sexo y nivel de carencias.

[‡] Grupo 1: intoxicación $\geq 10\%$ causada mayoritariamente al uso de LBVPb y presencia importante de otras fuentes de exposición. Grupo 2: intoxicación $\geq 10\%$ causada mayoritariamente a otras fuentes de exposición. Grupo 3: intoxicación de 5-10% causada mayoritariamente al uso de LBVPb. Grupo 4: intoxicación de 5-10% causada mayoritariamente a otras fuentes de exposición. Grupo 5: intoxicación $< 5\%$.

Ensanut: Encuesta Nacional de Salud y Nutrición

ND: no disponible (los menores en esta categoría no forman parte del ajuste). LBVPb: loza de barro vidriado con plomo.

Discusión

Este es el primer esfuerzo por estimar la prevalencia nacional y estatal de intoxicación por Pb en México en

población infantil y es la continuación de un esfuerzo similar publicado en 2019 en la Ensanut 100k.² Los resultados de ambos estudios muestran que el nivel de intoxicación por Pb en niños menores de cinco años es muy elevado. En el estudio actual se encontró una prevalencia nacional de intoxicación de 17.4%, lo cual representa casi 1.4 millones de menores con niveles de intoxicación que, en ausencia de un sistema de vigilancia epidemiológica, no están siendo identificados por el sistema de salud para su atención. Por su parte, la Ensanut 100k estimó una prevalencia de 21.8%, lo que confirma la necesidad de incorporar el problema de intoxicación por Pb a la agenda nacional de salud pública.

Al comparar los niveles de intoxicación reportados en este estudio con los reportados en otros países, se destaca que en Estados Unidos la prevalencia de intoxicación estimada ($PbS \geq 5\mu g/dL$) fue de 2.5% en niños menores de cinco años (2012), resultado base para establecer la concentración de referencia de los Centros para el Control y Prevención de Enfermedades (CDC, por su sigla en inglés).¹² En Europa, Suecia y Alemania la media geométrica de Pb en niños es menor a $2\mu g/dL$ desde 2005; y en Francia, 10% de los niños presentan niveles de intoxicación.¹³ En contraste, en Sudáfrica (2012) se estimó que casi tres cuartas partes de los niños de entre 6 y 14 años presentan niveles arriba de $5\mu g/dL$.¹⁴

La Norma Oficial Mexicana se actualizó en 2017 con base en información de literatura científica y la referencia de los CDC.⁸ En México, sólo Sinaloa y Tabasco tuvieron una prevalencia comparable con la media nacional en Estados Unidos (menor a 2.5%); en contraste, estados como Tlaxcala, San Luis Potosí y Puebla tienen una prevalencia de intoxicación de más de 35%. Esto significa que al menos una tercera parte de los niños de entre 1 y 4 años sufrirán los efectos a largo plazo de esta intoxicación.

Así como se sabe que la exposición a Pb durante la gestación y la infancia afecta el neurodesarrollo y, en el largo plazo, las capacidades productivas de la población,^{4,5,15} también se ha asociado la exposición a Pb con el desarrollo de esteatosis hepática, enfermedades cardiovasculares e incluso la muerte.¹⁶⁻¹⁸ Por ello, reducir la exposición a Pb tendrá un impacto no sólo en salud con los consecuentes costos asociados para el sistema, sino también en la productividad de la población.^{5,19}

Hasta ahora, una fuente de exposición a Pb muy bien caracterizada es el uso de LBVPb.¹ En este estudio se estima que cerca de dos millones de hogares reportan usar LBVPb y confirma que los niños en cuyos hogares se reporta este uso tienen mayor probabilidad de intoxicación que aquellos donde no se reporta su uso ($OR=3.27$;

IC95%: 2.34-4.58). Estos resultados son consistentes con la evidencia científica previa.²⁰⁻²²

Los menores que residen en estados del Grupo 1 tienen las probabilidades de intoxicación más elevadas del país y el uso de LBVPb casi duplica esta probabilidad (0.36 vs. 0.20); prácticamente 70% de los niños con intoxicación residen en alguno de los estados de este grupo. El Grupo 2 es el siguiente en magnitud en cuanto al número de niños con intoxicación (162 269); tiene una probabilidad ajustada de intoxicación de aproximadamente 0.15. En este grupo la prevalencia de uso de LBVPb es menor (16.6%) lo que genera que la probabilidad de intoxicación difiera poco de acuerdo con este hábito. El uso arraigado de LBVPb en los estados del Grupo 3 se refleja en que la probabilidad de intoxicación en este grupo es seis veces mayor entre quienes tienen el hábito de usar LBVPb vs. los que no lo tienen (0.25 vs. 0.04). Finalmente, en los grupos 4 y 5 se confirma la asociación entre uso de LBVPb e intoxicación, pero el problema en estos estados podría considerarse moderado y leve, respectivamente.

Una vez que un sistema de salud identifica, describe y estima la magnitud de un problema, debe diseñar e implementar una estrategia para afrontarlo. Para el caso de la exposición a Pb en México, en noviembre de 2019 el Consejo de Salubridad General aprobó el *Programa de acción de aplicación inmediata para el control de la exposición a plomo en México*, que está estructurado en cinco líneas de acción: 1) revisión del paquete normativo, 2) aseguramiento del manejo clínico de los casos, 3) cambio de fuente de exposición generalizada (con énfasis en la eliminación de la LBVPb), 4) integración del sistema de vigilancia epidemiológica de PbS y 5) promoción de la salud.³

La clasificación de estados propuesta busca aportar evidencia para construir una ruta de respuesta útil para el *Programa de acción de aplicación inmediata* en el que se prioricen los estados dada la magnitud del problema y la magnitud de la principal fuente de exposición que se pretende eliminar: el Pb en el proceso de producción de este tipo loza. De esta manera, los resultados de este estudio podrán contribuir al diseño de implementación del programa, al identificar los estados y ámbitos prioritarios para su implementación. Asimismo, dado que este estudio se produjo previo a la implementación del programa, podrá conformar una línea base para su evaluación.

Estos resultados presentan la situación en cada estado en términos de la magnitud de la prevalencia de intoxicación, así como de la relevancia de identificar la parte que corresponde al uso de LBVPb (como fuente prioritaria de exposición) y del ámbito de residencia (urbano/rural). Este abordaje permitió documentar

que en 16 estados con intoxicación moderada y alta (grupos 3 y 1), la principal fuente de exposición es la LBVPb (figura 2). Asimismo, muestra con claridad en qué ámbito de residencia (urbano/rural) de los estados la intoxicación se debe prácticamente en su totalidad al uso de LBVPb.

El uso de LBVPb es una tradición milenaria en México. El esmalte que se utiliza en su elaboración está hecho a base de Pb y es de sabor dulce, por lo que no resulta detectable por el usuario; incluso en México y otros países ha sido utilizado como remedio casero para el malestar estomacal.²³ Desde hace tres décadas organizaciones como el Fondo Nacional para el Fomento de las Artes (Fonart), *Pure Earth*, el Centro de Estudios Alfareros y Barro Aprobado, entre otras, trabajan con los alfareros en la producción de loza vidriada tradicional con esmaltes libres de Pb, inocuos para la salud.²⁴ El problema recae en que se logra un acabado menos brillante, que no es de agrado para el consumidor; por esta razón, las líneas de acción tres y cinco del Programa del CSG impulsarán la mejora de los esmaltes libres de Pb así como la promoción del consumo de la loza vidriada sin Pb, con el fin de preservar este legado cultural mexicano.

La prevalencia de intoxicación por Pb fue tres veces mayor en la población que usa LBVPb en comparación con la que refiere no usarla (30.7 vs. 11.8%; $p < 0.01$), lo que confirma la relevancia de esta fuente de exposición, aunque sugiere también la existencia de otras. La presencia de otras fuentes es más evidente en los grupos 2 y 4, donde la contribución relativa de la LBVPb es considerablemente menor a la de otras. Estudios previos en México han documentado la presencia de otras fuentes de exposición a Pb tanto naturales (volcanes o incendios) como antropomórficas derivadas de exposiciones ocupacionales (explotación de minas, metalúrgicas, ladrilleras y reciclaje electrónico) e incluso por uso o consumo de productos como maquillaje, dulces o juguetes contaminados con Pb.²⁵⁻²⁹

En Puebla se ha estudiado la contaminación derivada de emisiones del Popocatepetl y de la industrialización;³⁰ la Presa de Valsequillo y sedimentos del Río Atoyac presentan concentraciones elevadas de Pb.³¹ En Zacatecas, la recicladora de metales en Fresnillo es fuente de exposición a Pb.³² Las emisiones de Pb por actividad minera en Guerrero, Guanajuato, Coahuila e Hidalgo pueden además circular a través del polvo en aire y suelo,^{33,34} así como contaminar la flora (plantas comestibles) y la fauna (chapulines), como es el caso de los estados de Oaxaca y San Luis Potosí, este último afectado de igual forma por la industria metalúrgica.³⁵

En Veracruz existe contaminación de ríos y mares (sistema fluvial de Jamapa-Atoyac) que presentan concentraciones altas de Pb. En la zona del Golfo, se ha do-

cumentado contaminación secundaria a las actividades petroquímicas.³⁶ En Nayarit, parte de la contaminación del sedimento en la presa Aguamilpa (Río Santiago) es causada por el Pb y puede acumularse en las especies acuáticas del río.³⁷ El uso de pesticidas con Pb es también una fuente de exposición en los Valles del Yaqui y Mayo en Sonora. Asimismo, las pinturas utilizadas en el asfalto pueden contener Pb que se erosiona y va al ambiente.³⁸ Se ha documentado también exposición a Pb en zonas maquiladoras, como en Ciudad Juárez.³⁹

Un siguiente paso hacia el control de la exposición a Pb en México debería ser indagar, a nivel poblacional, sobre otras fuentes de exposición para que puedan ser atendidas. Esto se puede lograr de una manera eficiente y económica agregando las preguntas correspondientes en la siguiente Ensanut y, por supuesto, manteniendo este biomarcador dentro de las siguientes rondas de la encuesta.

Una limitación del estudio es el límite inferior de detección (3.3 µg/dL) del equipo *Lead Care*, utilizado para medir las concentraciones de Pb en sangre capilar. Sin embargo, es un método portable y poco invasivo comparado con la medición de Pb en sangre venosa, que se requiere para detectar concentraciones menores. Por este motivo, no se pudo analizar las concentraciones de Pb de manera continua para profundizar en la situación de la población con concentraciones más bajas que 3.3 µg/dL, que sabemos que tienen aún efectos en salud relevantes.⁴⁰ Por otra parte, en algunos estados el tamaño de la muestra fue limitado, por lo que las estimaciones pudieron tener un nivel menor de precisión.

Finalmente, es importante señalar que los resultados del presente estudio no son directamente comparables con los del estudio que utiliza datos de la Ensanut 100k.² El diseño de la muestra y población objetivo son distintos, por ende, también son distintos los factores de expansión. No obstante, en ambos estudios se reporta más de un millón de niños con intoxicación y una clara asociación con el uso de LBVPb.

Conclusión

Casi una quinta parte (17.4%) de los niños de 1 a 4 años en México presenta niveles de intoxicación por Pb lo cual representa cerca de 1.4 millones de niños. Los resultados de este trabajo confirman que el uso de LBVPb es una fuente importante de exposición a Pb, pero también documentan que no es la única. La distribución por estado de la República es muy variable así como su distribución entre los ámbitos urbano y rural, y el hábito del uso de LBVPb. Este estudio permite identificar la situación de cada uno de los estados en cuanto a la magnitud de la intoxicación así como a la principal fuente de exposición

documentada hasta ahora (LBVPb). Finalmente, este estudio destaca la necesidad de estudiar a nivel poblacional otras fuentes de exposición así como la iniciativa del control de la exposición a Pb en México. La Ensanut ha demostrado ser un instrumento útil para el diseño del *Programa de acción de aplicación inmediata para el control de la exposición a plomo en México* y podrá ser utilizada como instrumento de evaluación y mejora del mismo.

Declaración de conflicto de intereses. Los autores declararon no tener conflicto de intereses.

Referencias

1. Caravanos J, Dowling R, Téllez-Rojo MM, Cantoral A, Kobrosly R, Estrada D, et al. Blood lead levels in Mexico and pediatric burden of disease implications. *Ann Glob Heal*. 2014;80(4):269-77. <https://doi.org/10.1016/j.aogh.2014.08.002>
2. Téllez-Rojo MM, Bautista-Arredondo LF, Trejo-Valdivia B, Cantoral A, Estrada-Sánchez D, Kraiem R, et al. Reporte nacional de niveles de plomo en sangre y uso de barro vidriado en población infantil vulnerable. *Salud Publica Mex*. 2019;61(6):787-97. <https://doi.org/10.21149/10555>
3. Consejo de Salubridad General. Programa de acción de aplicación inmediata para el control de la exposición a plomo en México. México: CSG, 2019 [citado mayo 13, 2020]. Disponible en: http://www.csg.gob.mx/descargas/MundoQuimico/Acuerdo_CSG_Plomo_Final-12_feb_2020-10pm.pdf
4. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for Lead. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services [internet]. 2019 [citado mayo 13, 2019]. Disponible en: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>
5. Reuben A, Caspi A, Belsky DW, Broadbent J, Harrington H, Sugden K, et al. Association of childhood blood-lead levels with cognitive function and socioeconomic status at age 38 and with IQ changes and socioeconomic mobility between childhood and adulthood. *JAMA*. 2017;317(12):1244-51. <https://doi.org/10.1001/jama.2017.1712>
6. Romero-Martínez M, Shamah-Levy T, Vielma-Orozco E, Heredia-Hernández O, Mojica-Cuevas J, Cuevas-Nasu L, Rivera-Dommarco J. Encuesta Nacional de Salud y Nutrición 2018-19: metodología y perspectivas. *Salud Publica Mex*. 2019;61(6):917-23. <https://doi.org/10.21149/11095>
7. Magellan Diagnostics. LeadCare II Blood Lead Analyzer User's Guide. Massachusetts: Magellan Diagnostics, Inc, 2019 [citado mayo 13, 2020]. Disponible en: https://www.magellandx.com/uploads/2019/11/6-70-6551_LeadCare-II-Users-Guide_Rev-09_Final_Updated.pdf
8. Secretaría de Gobernación. Modificación de los numerales 3, 6.1, tabla 1, así como los numerales 1 y 1.1.10, del Apéndice A, de la Norma Oficial Mexicana NOM-199-SSA1-2000, Salud ambiental. Niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger la salud de la población expuesta no ocupacionalmente, publicada el 18 de octubre de 2002. México: Diario Oficial de la Federación, 2017. Disponible en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5495551&fecha=30/08/2017
9. Centers for Disease Control and Prevention. Biomonitoring Summary. Atlanta: CDC, 2017 [citado mayo 13, 2020]. Disponible en: https://www.cdc.gov/biomonitoring/Lead_BiomonitoringSummary.html
10. Kordas K. The "Lead Diet": Can dietary approaches prevent or treat lead exposure? *J Pediatr*. 2017;185:224-31. <https://doi.org/10.1016/j.jpeds.2017.01.069>
11. Tellez-Rojo MM, Arredondo-Bautista LF, Trejo-Valdivia B, Tamayo-Ortiz M, Estrada-Sánchez D, Kraiem R, et al. Prevalencia de niveles de

- intoxicación por estado y grupos de estados. ENSANUT 2018-19, México. Disponible en: https://drive.google.com/file/d/1QMtMG53qTlrKatLR0_OQw07qheViDgG4
12. Centers for Disease Control and Prevention. Blood lead levels in children. Atlanta: CDC, 2019 [citado mayo, 2020]. Disponible en: <https://www.cdc.gov/nceh/lead/prevention/blood-lead-levels.htm>
13. World Health Organization. Regional Office for Europe. Blood lead levels in children. Copenhagen: European Environment and Health Information System, 2007 [citado mayo 13, 2020]. Disponible en: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/97447/4.5.pdf?ua=1
14. World Health Organization. Regional Office for Africa. Lead exposure in African children: contemporary sources and concerns. Brazzaville: WHO Regional Office for Africa, 2015 [citado mayo 14, 2020]. Disponible en: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/200168/9780869707876.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
15. Lanphear BP, Hornung R, Khoury J, Yolton K, Baghurst P, Bellinger DC, et al. Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: An international pooled analysis. *Environ Health Perspect*. 2005;113(7):894-9. <https://doi.org/10.1289/ehp.7688>
16. Rana SV. Perspectives in endocrine toxicity of heavy metals—a review. *Biol Trace Elem Res*. 2014;160(1):1-14. <https://doi.org/10.1007/s12011-014-0023-7>
17. Zhai H, Chen C, Wang N, Chen Y, Nie X, Han B, et al. Blood lead level is associated with non-alcoholic fatty liver disease in the Yangtze River Delta region of China in the context of rapid urbanization. *Environ Health*. 2017;16(1):93. <https://doi.org/10.1186/s12940-017-0304-7>
18. Lanphear BP, Rauch S, Auinger P, Allen RW, Hornung RW. Low-level lead exposure and mortality in US adults: a population-based cohort study. *Lancet Public Health*. 2018;3(4):e177-84. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(18\)30025-2](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(18)30025-2)
19. Attina TM, Trasande L. Economic costs of childhood lead exposure in low- and middle-income countries. *Environ Health Perspect*. 2013;121(9):1097-102. <https://doi.org/10.1289/ehp.1206424>
20. Romieu I, Palazuelos E, Hernández-Ávila M, Ríos C, Muñoz I, Jiménez C, Cahero G. Sources of lead exposure in Mexico City. *Environ Health Perspect*. 1994;102(4):384-9. <https://doi.org/10.1289/ehp.94102384>
21. Rojas-López M, Santos-Burgoa C, Ríos C, Hernández-Ávila M, Romieu I. 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*. 1994;42(1):45-52. <https://doi.org/10.1080/15287399409531862>
22. Rothenberg JS, Schnaas AL, Pérez-Guerrero IA, Hernández-Cervantes R, Martínez-Medina S, Perroni-Hernández E. 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 Publica Mex*. 1993;35(6):593-8 [citado julio 15, 2020]. Disponible en: <http://salud-publica.mx/index.php/spm/article/view/5705/6270>
23. Angelon-Gaetz KA, Klaus C, Chaudhry EA, Bean DK. Lead in spices, herbal remedies, and ceremonial powders sampled from home investigations for children with elevated blood lead levels - North Carolina, 2011-2018. *MMWR Morb Mortal Wkly Rep*. 2018;67(46):1290-4. <https://doi.org/10.15585/mmwr.mm6746a2>
24. Blacksmith Institute, Fondo Nacional para el Fomento de las Artesanías. Uso de plomo en la alfarería en México. México: Blacksmith Institute/ Fonart, 2010 [citado mayo 14, 2020]. Disponible en: <http://alfareria.org/sites/default/files/images/InformePbAlfareria2010.pdf>
25. Vázquez-Bahéna AB, Talavera-Mendoza O, Moreno-Godínez ME, Salgado-Souto SA, Ruiz J, Huerta-Beristain G. Source apportionment of lead in the blood of women of reproductive age living near tailings in Taxco, Guerrero, Mexico: An isotopic study. *Sci Total Environ*. 2017;583:104-14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.030>
26. Guevara-García JA, Montiel-Corona V. Used battery collection in central Mexico: metal content, legislative/management situation and statistical analysis. *J Environ Manage*. 2012;95(suppl 1):S154-7. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.019>
27. Cruz-Sotelo SE, Ojeda-Benítez S, Jáuregui-Sesma J, Velázquez-Victorica KI, Santillán-Soto N, García-Cueto OR, et al. Waste Supply Chain in Mexico: Challenges and Opportunities for Sustainable Management. *Sustainability*. 2017;9(4):503. <https://doi.org/10.3390/su9040503>
28. Centers for Disease Control and Prevention. Lead in foods, cosmetics, and medicines. Atlanta: CDC, 2019 [citado mayo 14, 2020]. Disponible en: <https://www.cdc.gov/nceh/lead/prevention/sources/foods-cosmetics-medicines.htm>
29. Tamayo y Ortiz M, Téllez-Rojo MM, Hu H, Hernández-Ávila M, Wright R, Amarasiriwardena C, et al. Lead in candy consumed and blood lead levels of children living in Mexico City. *Environ Res*. 2016;147:497-502. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.03.007>
30. Narváez Porras O, Cano Valle F. Cenizas volcánicas: contaminación ambiental. *Rev Inst Nal Enf Resp Mex*. 2004;17(3):232-8 [citado julio 15, 2020]. Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-75852004000300009
31. Morales-García SS, Rodríguez-Espinosa PF, Shruti VC, Jonathan MP, Martínez-Tavera E. Metal concentrations in aquatic environments of Puebla River basin, Mexico: natural and industrial influences. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2017;24(3):2589-604. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8004-3>
32. Manzanares-Acuña E, Vega-Carrillo HR, Salas-Luévano MA, Hernández-Dávila VM, Letechipía-de León C, Bañuelos-Valenzuela R. Niveles de plomo en la población de alto riesgo y su entorno en San Ignacio, Fresnillo, Zacatecas, México. *Salud Publica Mex*. 2006;48(3):212-9. <https://saludpublica.mx/index.php/spm/article/view/6690/8331>
33. Costilla-Salazar R, Rocha-Amador D, Ruiz-Vera T, Cruz-Jiménez G, Espinosa-Reyes G, Morales-López G, et al. Biomonitoring of a population residing near to mine tailings in Guanajuato, Mexico. *Rev Int Contam Ambie*. 2020;36(2):241-8. <https://doi.org/10.20937/RICA.53021>
34. Moreno-Tovar R, Téllez-Hernández J, Monroy-Fernández MG. Influencia de los minerales de los jales en la bioaccesibilidad de arsénico, plomo, zinc y cadmio en el distrito minero Zimapán, México. *Rev Int Contam Ambie*. 2012;28(3):203-18 [citado julio 15, 2020]. Disponible en: <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/32533/30330>
35. Jasso-Pineda Y, Espinosa-Reyes G, González-Mille D, Razo-Soto I, Carrizales L, Torres-Dosal A, et al. An integrated health risk assessment approach to the study of mining sites contaminated with arsenic and lead. *Integr Environ Assess Manag*. 2007;3(3):344-50. <https://doi.org/10.1002/ieam.5630030305>
36. Cabral-Tena RA, Córdova A, López-Galindo F, Morales-Aranda AA, Reyes-Mata A, Soler-Aburto A, Horta-Puga G. Distribution of the bioavailable and total content of copper and lead, in river sediments of the Jamapa-Atoyac fluvial system, Mexico. *Environ Monit Assess*. 2019;191(4):214. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7353-z>
37. Rangel-Peraza JG, de Anda J, González-Farías FA, Rode M, Sanhouse-García A, Bustos-Terrones YA. Assessment of heavy metals in sediment of Aguamilpa Dam, Mexico. *Environ Monit Assess*. 2015;187(3):134. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4359-z>
38. Meza-Figueroa D, González-Grijalva B, Romero F, Ruiz J, Pedroza-Montero M, Rivero CI, et al. Source apportionment and environmental fate of lead chromates in atmospheric dust in arid environments. *Sci Total Environ*. 2018;630:1596-607. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.285>
39. Ochoa-Martínez AC, Orta-García ST, Rico-Escobar EM, Carrizales-Yañez L, Del Campo JD, Pruneda-Alvarez LG, et al. Exposure assessment to environmental chemicals in children from Ciudad Juárez, Chihuahua, Mexico. *Arch Environ Contam Toxicol*. 2016;70(4):657-70. <https://doi.org/10.1007/s00244-016-0273-9>
40. Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention of the Centers for Disease Control and Prevention. Low level lead exposure harms children: A renewed call for primary prevention. Atlanta, GA: ACCLPP, 2012.