

Reporte nacional de niveles de plomo en sangre y uso de barro vidriado en población infantil vulnerable

Martha María Téllez-Rojo, D en C Epidem,⁽¹⁾ Luis F Bautista-Arredondo, L en LL Hisp,⁽¹⁾ Belem Trejo-Valdivia, PhD,⁽¹⁾ Alejandra Cantoral, D en C Epidem,^(1,2) Daniel Estrada-Sánchez, Ing en Sist Electr,⁽³⁾ Ruben Kraiem, D en Der,⁽³⁾ Ivan Pantic, Quím de Invest y Des,⁽⁴⁾ Antonio Rosa-Parra, M en C Epidem,⁽¹⁾ Luz María Gómez-Acosta, M en C Nutr,⁽⁵⁾ Martín Romero-Martínez, PhD,⁽⁵⁾ Lucía Cuevas-Nasu, M en Nutr,⁽⁵⁾ Teresa Shamah-Levy, D en SP,⁽⁵⁾ Richard Fuller, L en C Ing,⁽³⁾ Marcela Tamayo-Ortiz, D en C Environmental Health.^(1,2)

Téllez-Rojo MM, Bautista-Arredondo LF, Trejo-Valdivia B, Cantoral A, Estrada-Sánchez D, Kraiem R, Pantic I, Rosa-Parra A, Gómez-Acosta LM, Romero-Martínez M, Cuevas-Nasu L, Shamah-Levy T, Fuller R, Tamayo-Ortiz M.

Reporte nacional de niveles de plomo en sangre y uso de barro vidriado en población infantil vulnerable.

Salud Publica Mex. 2019;61:787-797.

<https://doi.org/10.21149/10555>

Téllez-Rojo MM, Bautista-Arredondo LF, Trejo-Valdivia B, Cantoral A, Estrada-Sánchez D, Kraiem R, Pantic I, Rosa-Parra A, Gómez-Acosta LM, Romero-Martínez M, Cuevas-Nasu L, Shamah-Levy T, Fuller R, Tamayo-Ortiz M.

National report of blood lead levels and lead-glazed ceramics use in vulnerable children.

Salud Publica Mex. 2019;61:787-797.

<https://doi.org/10.21149/10555>

Resumen

Objetivo. Estimar la prevalencia de niveles elevados ($\geq 5.0 \mu\text{g/dL}$) de plomo en sangre (PbS) y su asociación con el uso de loza de barro vidriado con plomo (LBVPb). **Material y métodos.** En 2018 se midió PbS capilar en una muestra representativa de niños de 1 a 4 años de edad residentes en localidades de México menores de 100 000 habitantes (Ensanut 100k). Se indagó sobre uso de LBVPb para consumo de alimentos. Para estimar su asociación con PbS, se generaron modelos logit multinomial estratificados por región. **Resultados.** La prevalencia de niveles elevados de PbS fue de 21.8%. En las regiones Norte, Centro y Sur las prevalencias fueron 9.8, 20.7 y 25.8%, respectivamente. La asociación con uso y frecuencia de LBVPb fue altamente significativa y diferencial por región.

Abstract

Objective. To estimate the prevalence of elevated ($\geq 5.0 \mu\text{g/dL}$) blood lead levels (BLL) and its association with the use of lead glazed ceramics (LGC). **Materials and methods.** In 2018, we measured capillary BLL in a representative sample of children 1 to 4 years old residing in Mexican localities under 100 000 inhabitants (Ensanut 100k). We inquired about use of LGC for food preparation and consumption. To estimate its association with BLL, multinomial logit models stratified by region were generated. **Results.** The prevalence of elevated BLL levels was 21.8%. For the North, Central and South regions, the prevalence were 9.8, 20.7 and 25.8%, respectively. The association with use and frequency of LGC was highly significant and differential by region. **Conclusions.**

(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, EUA.

(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: 30 de abril de 2019 • **Fecha de aceptado:** 3 de septiembre de 2019

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

Conclusiones. La exposición a plomo permanece como un problema de salud pública en México, particularmente en el Centro y Sur; y está fuertemente asociada con el uso de LBVPb.

Palabras clave: toxicidad por plomo; preescolar; barro vidriado con plomo; intoxicación por plomo, México

Lead exposure remains a public health problem in Mexico, particularly in the Central and South regions, and is strongly associated with the use of LGC.

Keywords: lead toxicity; preschool; lead-glazed ceramics; lead poisoning; Mexico

El plomo (Pb) es un metal cuyo efecto tóxico se ha documentado en revistas científicas desde hace más de 200 años; México es uno de los primeros países en hacerlo,¹ así como en generar estudios específicos para estimar los efectos de la exposición desde la etapa prenatal en la población infantil.²⁻⁴

Los efectos adversos de esta exposición en la salud humana ocurren en todos los grupos etarios y se ven incrementados cuando coexisten con deficiencias nutricionales y condiciones de pobreza,^{3,5} lo que hace que la población rural, indígena y de bajos recursos sea especialmente vulnerable. La exposición crónica a Pb desde la etapa prenatal afecta la función de todo órgano y sistema humano en el que se deposita, de manera irreversible.⁶⁻⁸ Los efectos de la exposición a niveles considerados bajos son subclínicos, lo que dificulta su detección y control, razón por la que el monitoreo en mujeres embarazadas y en niños es crítico.

El Pb es un neurotóxico que atraviesa la barrera placentaria y que afecta al sistema nervioso central del embrión en desarrollo, lo que hace que el recién nacido no desarrolle su potencial intelectual⁹ y se generan así problemas en el aprendizaje, de atención e, incluso, de agresividad y violencia.^{4,10-13} Esto repercute negativamente en la educación, la productividad, el ingreso y las oportunidades futuras, lo que contribuye a perpetuar el ciclo intergeneracional de la pobreza.^{14,15} Se estima que 15% de la población infantil mexicana desarrollará un coeficiente intelectual de cinco puntos debajo de lo que hubiera alcanzado en ausencia de esta exposición.¹⁶ Los costos anuales asociados con este problema se han estimado en 32 000 millones de dólares, que equivalen a 1.8% del producto interno bruto nacional.¹⁷

El biomarcador recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para medir exposición a Pb es el plomo en sangre (PbS).¹⁸ La normatividad vigente en México establece 5 µg/dL como valor criterio a partir del cual se indican acciones básicas para proteger la salud de la población infantil.¹⁹ Sin embargo, no existe un sistema de vigilancia, monitoreo y seguimiento que identifique los casos e implemente estas acciones de manera oportuna.

En 1997 México eliminó el uso de gasolina con Pb, lo que repercutió en una disminución clara en las

concentraciones de Pb en aire y, en consecuencia, en las de sangre.²⁰ Sin embargo, diversos estudios de investigación han documentado la existencia de niños con niveles elevados de PbS no identificados ni atendidos por el sistema de salud, lo que sugiere que la prevalencia sigue siendo elevada.²¹

En México se han identificado poblaciones de niños en riesgo a exposición paraocupacional a Pb en zonas industriales, mineras, alfareras y cerca de talleres de reciclaje de baterías y basura electrónica.²² Adicionalmente, en ocasiones surgen otras fuentes de exposición por productos de consumo como alimentos, dulces mexicanos,²³ pintura utilizada en juguetes²⁴ o cosméticos.²⁵ Si bien algunos estudios se han realizado en otros países, no se excluye la posibilidad de que existan productos similares en la población mexicana; sin embargo, una fuente permanente de este metal bien identificada en la población general es el consumo de alimentos en loza de barro vidriada con plomo (LBVPb)^{21,26-28} reportada en la Gaceta Médica de México desde 1878.²⁹ Desde entonces, el proceso de producción de este tipo de loza no se ha modificado; la cocción se realiza en hornos domésticos que no alcanzan la temperatura necesaria para fijar el esmalte, lo que hace que el Pb se libere en presencia de alimentos ácidos y los contamine directamente.^{26,30} El uso de LBVPb está profundamente arraigado en la cultura mexicana pero hasta ahora no se ha documentado el tamaño de la población expuesta a este metal a partir de esta fuente.

El objetivo de este estudio es hacer la primera estimación a nivel nacional de la prevalencia de niveles elevados de PbS (≥ 5.0 µg/dL) en población infantil (1 a 4 años) que vive en localidades del país de menos de 100 000 habitantes y estimar su asociación con el uso de LBVPb.

Material y métodos

Este estudio se realizó en una submuestra de niños y niñas de 1 a 4 años de edad, residentes en hogares participantes en la Encuesta Nacional de Salud y Nutrición para localidades con menos de 100 000 habitantes (Ensanut 100k).

El diseño de la encuesta se puede consultar en el artículo metodológico de la Ensanut 100k.³¹ La población objetivo se dividió en cuatro regiones: Norte (Baja California, Baja California Sur, Chihuahua, Coahuila, Durango, Nuevo León, Sonora y Tamaulipas), Centro (Aguascalientes, Colima, Guanajuato, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Querétaro, San Luis Potosí, Sinaloa y Zacatecas), Ciudad de México (CDMX) y Estado de México (EdoMex) conurbado, y Sur (Campeche, Chiapas, Guerrero, Hidalgo, Oaxaca, Puebla, Quintana Roo, Tabasco, Tlaxcala, Veracruz y Yucatán).

Las concentraciones de PbS se midieron con el analizador portátil LeadCare II (Magellan Diagnostics, North Billerica, MA, EU), el cual analiza por voltamperometría de redisolución anódica una muestra de 50 μ l de sangre obtenida mediante punción capilar con un procedimiento mínimamente invasivo. Es una prueba rápida (3 min.) con rango de detección de 3.3-65 μ g/dL.³² El método está validado y aprobado por los Centros para el Control de Enfermedades (CDC, por sus siglas en inglés) de los Estados Unidos de América. La medición se realizó siguiendo puntualmente el protocolo descrito en el manual de operaciones y guía del usuario.³² Para los casos en que se detectó una concentración ≥ 25 μ g/dL, se repitió la medición para descartar la posibilidad de contaminación de la muestra durante el procedimiento. En consideración del valor crítico de la Norma Oficial Mexicana y los límites de detección del equipo, se definieron a priori tres categorías de PbS: *No detectable* si $\text{PbS} < 3.3$, *Moderado* si $3.3 \leq \text{PbS} < 5.0$ y *Elevado* si $5.0 \leq \text{PbS} < 65$.

Adicionalmente, se aplicó un cuestionario breve al responsable de la preparación de los alimentos del menor para indagar sobre uso de LBVPb para preparar, almacenar y servir los alimentos o bebidas que consumió el mismo durante el año anterior a la encuesta y, en su caso, se indagó por la frecuencia de uso. Se utilizó una tarjeta con una imagen impresa con este tipo de loza para facilitar su identificación. Puesto que la vida media del PbS varía entre uno y dos meses,³³ se definieron cuatro categorías para analizar la frecuencia de uso: 1) "nunca" si no se utilizó o, en caso de haberlo hecho, ocurrió hace más de tres meses; 2) "rara vez" si se utilizó menos de una vez por mes en los últimos tres meses; 3) "algunas veces" si se utilizó entre dos y tres veces por mes en los últimos tres meses; y "frecuente" si se utilizó al menos una vez por semana en los últimos tres meses. La recolección de información y la toma de muestras las realizaron entrevistadores con experiencia en este tipo de procedimientos, previa capacitación y estandarización impartida por los autores de este artículo.

La información sociodemográfica (sexo, edad, indigenismo y nivel de carencias), así como el puntaje

Z de talla para la edad como indicador de desnutrición crónica, se obtuvieron de la base maestra de la encuesta. *Indigenismo* se definió como hogares en donde al menos una persona habla lengua indígena. Para medir las capacidades económicas de un hogar, se utilizó el índice con el nivel carencias generado por el grupo metodológico de la Ensanut 100k.³¹

Para asegurar la representatividad de la submuestra utilizada se ajustaron los ponderadores generales de la encuesta. Se obtuvieron las distribuciones de las variables relevantes al estratificar por región. Para evaluar la contribución del uso de BVPb sobre el nivel de PbS en cada región, se estimó un modelo *logit* multinomial ajustado por el diseño muestral³⁴ y por edad, sexo, condición de indigenismo y nivel de carencias. 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 su absorción (calcio, zinc y hierro).³⁵ El proyecto fue revisado y aprobado por los Comités de Investigación, Ética para la Investigación y 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 1 457 menores de entre 1 y 4 años de edad. Por cuestiones administrativas ajenas al equipo de investigación, la muestra en la región CDMX-EdoMex conurbado resultó muy pequeña ($n=26$), por lo que se decidió excluirla del análisis. La muestra analítica estuvo formada por 1 431 menores, los cuales representan a 5 023 382 (cuadro I). La mayor parte de la muestra se concentró en la región Sur (49.3%), seguida por la Centro (37.2%) y Norte (13.5%). En 19.7% de los hogares se identificó población indígena; la región Sur reportó mayor prevalencia de este tipo de población (29.5%). En cuanto al índice de capacidades económicas, 65.1% de los hogares reportó tener muchas carencias, 23.4% carencias medias y 11.5% reportó menos carencias. La región Sur fue la que presentó la mayor prevalencia de hogares con muchas carencias (77.1%).

La media del puntaje Z de talla para la edad fue -0.86 (IC95%: -1.13, -0.58), la cual difirió por región: el Sur presentó el indicador más desfavorable: -0.97 (IC95% -1.48, -0.44) (cuadro I). La población indígena tiene puntajes Z de talla para la edad significativamente menores que la población no indígena (-1.36 vs. -0.73,

$p < 0.01$), diferencia que es mayor en la zona Sur (-1.47 vs. -0.75; $p < 0.05$).

El rango de concentraciones de PbS fue de 3.3 (límite inferior de detección) a 47 $\mu\text{g}/\text{dL}$. La prevalencia nacional de concentraciones elevadas fue 21.8%, lo que representa poco más de un millón de niños y niñas que

exceden el valor indicado por la Norma Oficial Mexicana vigente; 28.9% tuvo concentraciones “moderadas”. Un poco más de 8.0% de la muestra presentó niveles arriba de 10mg/dL (8.3%; IC95%: 2.6, 23.1) y en tres niños, que representan a 7 856 menores, se repitió la muestra por presentar valores $\geq 25\text{mg}/\text{dL}$.

Cuadro I
CARACTERÍSTICAS DE LOS MENORES DE EDAD PARTICIPANTES EN ENSANUT 100K CON DETERMINACIÓN DE PLOMO (Pb) EN SANGRE. MÉXICO, 2018*

	Nacional <i>n</i> = 1 431 [‡]	Región Norte 13.5% [§]	Región Centro 37.2%	Región Sur 49.3%	<i>p</i> [#]
Edad (años)					
1	28.4	21.7	30.2	28.9	0.83
2	21.1	25.9	19.0	21.2	
3	22.6	22.4	19.7	24.9	
4	27.9	30.0	31.1	25.0	
Sexo					
Mujeres	48.3	48.0	42.1	53.1	0.42
Hombres	51.7	52.0	57.9	46.9	
Indigenismo					
Sí	19.7	11.0	9.9	29.5	0.01
No	80.3	89.0	90.1	70.5	
Nivel de carencias					
Muchas carencias	65.1	57.9	51.8	77.1	0.01
Carencias medias	23.4	30.6	33.4	13.9	
Menores carencias	11.5	11.5	14.8	9.0	
Media de puntaje Z de talla para la edad	-0.86 (-1.13,-0.58)	-0.67 (-0.97,-0.37)	-0.78 (-1.06,-0.49)	-0.97 (-1.48,-0.44)	0.00 ^{&}
Nivel de Pb en sangre					
Pb < 3.3	49.3	68.5	55.5	39.3	0.01
3.3 ≤ Pb < 5.0	28.9	21.7	23.8	34.8	
Pb ≥ 5.0	21.8	9.8	20.7	25.9	
Uso de barro vidriado con Pb [‡]					
Nunca	65.5	78.8	67.9	60.1	0.00
Rara vez	5.3	11.9	3.7	4.7	
Algunas veces	11.3	4.9	5.9	17.0	
Frecuentemente	17.9	4.4	22.5	18.2	

* La recolección de datos se realizó entre marzo y junio de 2018.

[‡] No incluye región CDMX-EdoMx conurbado

[§] Los porcentajes están ajustados por el diseño de muestra.

[#] Comparación por región vía modelos logit o mlogit simple

[&] Comparación de medias vía modelo de regresión.

[‡] Categorías de frecuencia: 1) Nunca: nunca usó barro vidriado con plomo (BVPb) o si lo usó fue hace más de tres meses; 2) Rara vez: usó BVPb menos de una vez por mes en los últimos tres meses; 3) Algunas veces: usó BVPb entre dos y tres veces por mes en los últimos tres meses. 4) Frecuentemente: usó BVPb al menos una vez por semana en los últimos tres meses.

Las concentraciones de PbS fueron diferentes por región ($p<0.02$). En la región Sur se encontró la mayor prevalencia de niños con niveles elevados (25.9%; IC95%: 12.1, 46.9), seguida por Centro (20.7%; IC95% 9.8, 38.6) y finalmente, Norte (9.8%; IC95% 5.4, 17.1). No se encontró asociación significativa con edad, sexo, condición de indigenismo o puntaje Z de talla para la edad al comparar a niños con niveles *elevados* o *moderados* con respecto a aquéllos con niveles *no detectables*.

El 34.5% de los participantes reportó haber utilizado LBVPb en los tres meses previos a la encuesta, proporción que difirió por región. La mayor prevalencia fue detectada en el Sur, con 39.9%, seguida del Centro y finalmente el Norte, con 32.2 y 21.2%, respectivamente. Del total representado en la muestra (5 023 382) se estima que 1 721 801 menores entre 1 y 4 años viven en hogares en donde LBVPb había sido usada en los últimos tres meses, de los cuales un poco más de la mitad (985 640) vive en el Sur (figura 1).

Las diferencias en los niveles de PbS de acuerdo con el uso de LBVPb fueron altamente significativas ($p<0.02$): 40.8% de los menores en cuyos hogares reportaron usar LBVPb en los últimos tres meses tuvieron concentraciones de PbS $\geq 5\mu\text{g}/\text{dL}$ comparado con 11.9% en aquéllos que reportaron nunca usarlo o haberlo hecho a más de tres meses de la entrevista.

La relación entre las concentraciones de PbS y el uso de LBVPb cambia entre las regiones. Entre los hogares del Sur que reportaron usar LBVPb en los últimos tres

meses, se encontró 52.3% de niños con niveles *elevados*, mientras que este valor fue 19.5 y 26.8% para los hogares de las zonas Norte y Centro, respectivamente.

Para los menores en cuyos hogares se utilizó LBVPb en los últimos tres meses, se identificó una tendencia significativa entre los niveles de PbS y la frecuencia de uso (figura 2): 57.4% de los menores en cuyos hogares rara vez usaron LBVPb (menos de una vez al mes) presentaron niveles no detectables ($<3.3\text{mg}/\text{dL}$) y una prevalencia de valores elevados de 25.8%, mientras que para aquéllos en los que lo usaron frecuentemente (al menos una vez por semana), estos valores fueron 32.1 y 38.8%, respectivamente. La prevalencia nacional de niveles elevados de Pb difirió significativamente entre los hogares en donde no se usó LBVPb en los últimos tres meses (11.9%) y los que lo usaron frecuentemente (38.8%), y la mayor diferencia se presentó en el Sur con 8.4 contra 45.8%. Las prevalencias estimadas de niveles elevados entre los niños de hogares que declararon no haber usado LBVPb en los últimos tres meses evidencian la presencia de otras fuentes de exposición a Pb; la zona Centro es en la que más se identificó esta situación (18.3%), seguida y en menor medida de la Sur (8.4%) y la Norte (7.2%).

Se identificó una asociación altamente significativa ($p<0.02$) entre el uso de LBVPb y la concentración de PbS a través de un modelo *logit* multinomial ajustado por las covariables mencionadas anteriormente (cuadro II). Los menores que residen en hogares que usaron



Región	Población total representada ^a	Población expuesta ^a	Porcentaje ^a
Nacional	4 991	1 722	34.5
Norte [‡]	675	143	21.2
Centro [§]	1 845	593	32.2
Sur [#]	2 471	986	39.9

* Incluye regiones Norte, Centro y Sur. La muestra en Ciudad de México-Estado de México conurbado se excluyó del estudio.

‡ Región Norte: comprende los estados de Baja California, Baja California Sur, Chihuahua, Coahuila, Durango, Nuevo León, Sonora, Tamaulipas.

§ Región Centro: Aguascalientes, Colima, Guanajuato, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Querétaro, San Luis Potosí, Sinaloa, Zacatecas.

Región Sur: Campeche, Chiapas, Guerrero, Hidalgo, Oaxaca, Puebla, Quintana Roo, Tabasco, Tlaxcala, Veracruz, Yucatán.

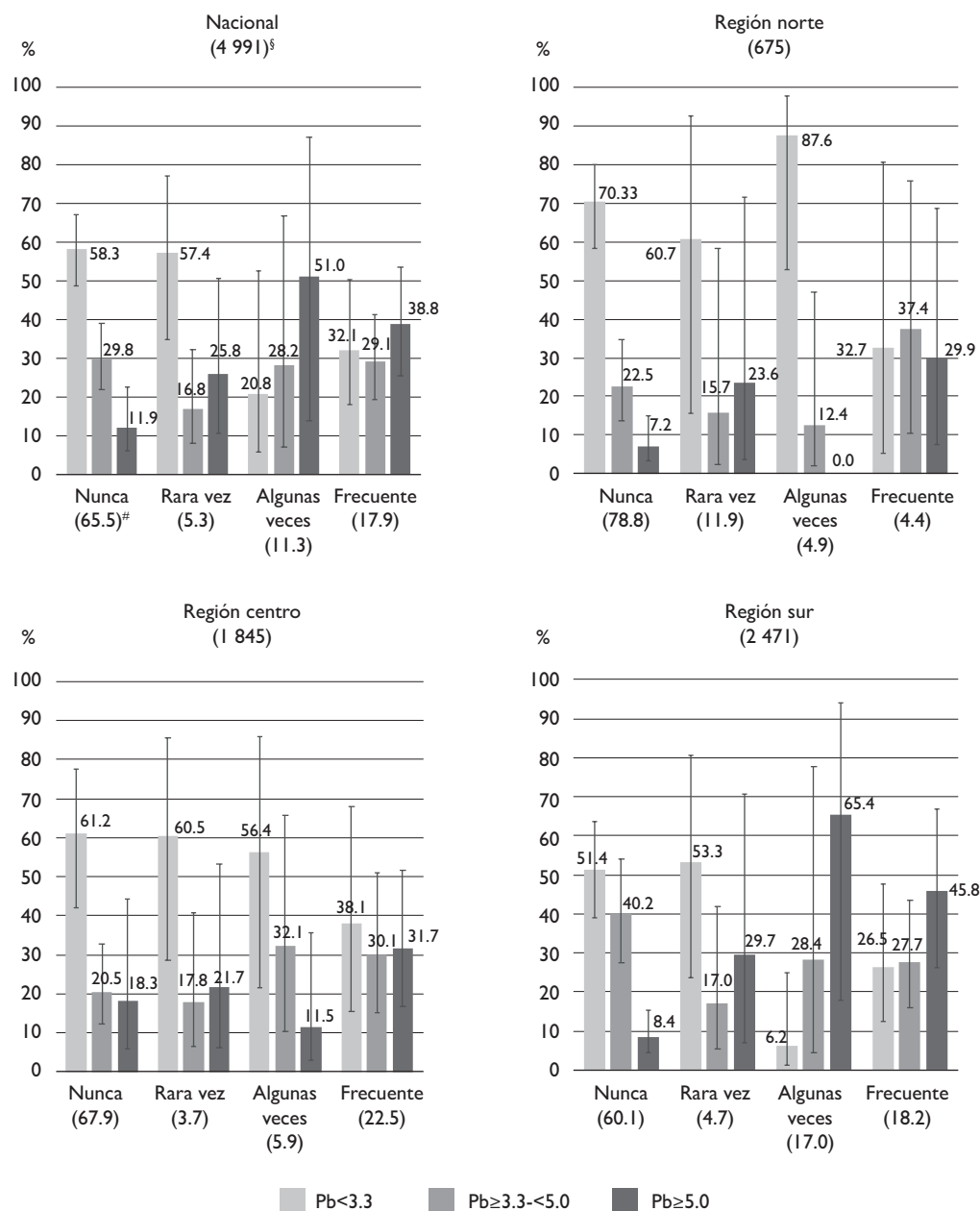
^a Población expresada en miles.

* Los porcentajes están ajustados por el diseño de muestra.

FIGURA 1. REPORTE NACIONAL* DE USO DE BARRO VIDRIADO CON PLOMO POR REGIÓN EN LOS TRES MESES PREVIOS A LA ENCUESTA. MÉXICO, ENSANUT 100K, 2018

frecuentemente LBVPb en los últimos tres meses son más propensos a registrar niveles de PbS *elevado* en relación con aquéllos que no la usaron y que presentan valores *no detectables* (RRR=8.06; IC95%: 3.02, 21.49);

mientras tanto, los niños en cuyos hogares se utiliza algunas veces LBVPb tienen más posibilidad de tener niveles *moderados* de PbS en comparación con los niños que no la utilizan.



* Categorías de frecuencia: 1) Nunca: nunca usó loza de barro vidriado con plomo (LBVPb) o si lo usó, fue hace más de tres meses. 2) Rara vez: usó LBVPb menos de una vez por mes en los últimos tres meses. 3) Algunas veces: usó LBVPb entre dos y tres veces por mes en los últimos tres meses. 4) Frecuentemente: usó LBVPb al menos una vez por semana en los últimos tres meses.

[‡] Incluye regiones Norte, Centro y Sur. La muestra en Ciudad de México-Estado de México conurbado se excluyó del estudio.

[§] Población expresada en miles

[#] Los porcentajes están ajustados por el diseño de muestra

FIGURA 2. REPORTE DE FRECUENCIA DE USO DE BARRO VIDRIADO CON PLOMO* Y CONCENTRACIONES DE PLOMO (PB) EN SANGRE (µG/DL). NACIONAL[‡] Y POR REGIÓN. MÉXICO, ENSANUT 100K, 2018

Cuadro II
MODELO LOGIT MULTINOMIAL ESTRATIFICADO POR REGIÓN PARA EL NIVEL DE
PLOMO (Pb) EN SANGRE. MÉXICO, 2018

	Nacional		Región Norte		Región Centro		Región Sur	
	RRR	(IC95%)	RRR*	(IC95%)	RRR	(IC95%)	RRR	(IC95%)
<3.3	Referencia							
3.3 ≤ Pb < 5.0								
Uso de barro en los tres últimos meses								
Rara vez	0.60	(0.21-1.70)	0.70	(0.07-6.67)	0.89	(0.13-6.08)	0.51	(0.12-2.14)
Algunas veces	2.99 [‡]	(0.82-10.88)	0.27	(0.04-1.88)	1.79	(0.33-9.62)	8.85 [§]	(1.97-39.74)
Frecuentemente	1.69	(0.66-4.31)	1.99	(0.12-33.4)	2.36	(0.58-9.72)	1.69	(0.56-5.12)
Indigenismo								
Alguien habla lengua indígena	1.42	(0.64-3.13)	0.19	(0.01-3.54)	1.29	(0.19-8.65)	1.29	(0.47-3.52)
Edad (años)	1.10	(0.85-1.43)	1.04	(0.59-1.82)	0.85	(0.59-1.22)	1.42 [#]	(1.01-1.97)
Sexo								
Masculino	1.13	(0.61-2.10)	1.32	(0.42-4.21)	1.47	(0.40-5.37)	0.78	(0.29-2.06)
Nivel de carencias								
Carencias medias	0.52	(0.14-1.91)	13.29 [#]	(1.71-103.0)	1.21	(0.19-7.77)	0.10 [#]	(0.02-0.61)
Muchas carencias	0.45	(0.14-1.46)	5.55	(0.82-37.67)	1.49	(0.34-6.53)	0.05 [§]	(0.01-0.28)
≥5.0								
Uso de barro en los últimos tres meses								
Rara vez	2.77	(0.64-11.9)	6.42 [‡]	(0.89-45.98)	2.75	(0.34-22.62)	3.78	(0.53-26.94)
Algunas veces	7.46 [#]	(1.31-42.4)	no estimable ^{&}		0.71	(0.10-4.85)	54.7 [§]	(8.37-357.65)
Frecuentemente	8.06 [§]	(3.02-21.49)	7.15	(0.52-98.7)	5.87 [§]	(1.82-18.93)	11.61 [§]	(2.66-50.63)
Indigenismo								
Alguien habla	0.41 [#]	(0.17-0.97)	0.67	(0.33-13.86)	2.19	(0.42-11.42)	0.12 [§]	(0.03-0.49)
Edad (años)	0.68 [‡]	(0.46-1.01)	0.71	(0.44-1.13)	0.48 [#]	(0.27-0.86)	1.09	(0.68-1.74)
Sexo								
Masculino	0.56	(0.25-1.22)	1.18 [‡]	(0.89-45.98)	0.46	(0.11-1.92)	0.63	(0.25-1.56)
Nivel de carencias								
Carencias medias	2.07	(0.37-11.6)	0.52	(0.08-3.29)	6.15	(0.49-76.9)	0.43	(0.05-3.51)
Muchas carencias	4.62 [‡]	(0.81-26.3)	0.13 [‡]	(0.01-1.51)	20.02 [#]	(1.44-277.6)	0.85	(0.18-3.95)

* Cociente de riesgos relativos (*relative risk ratio*)

[‡] $p < 0.1$,

[§] $p < 0.01$,

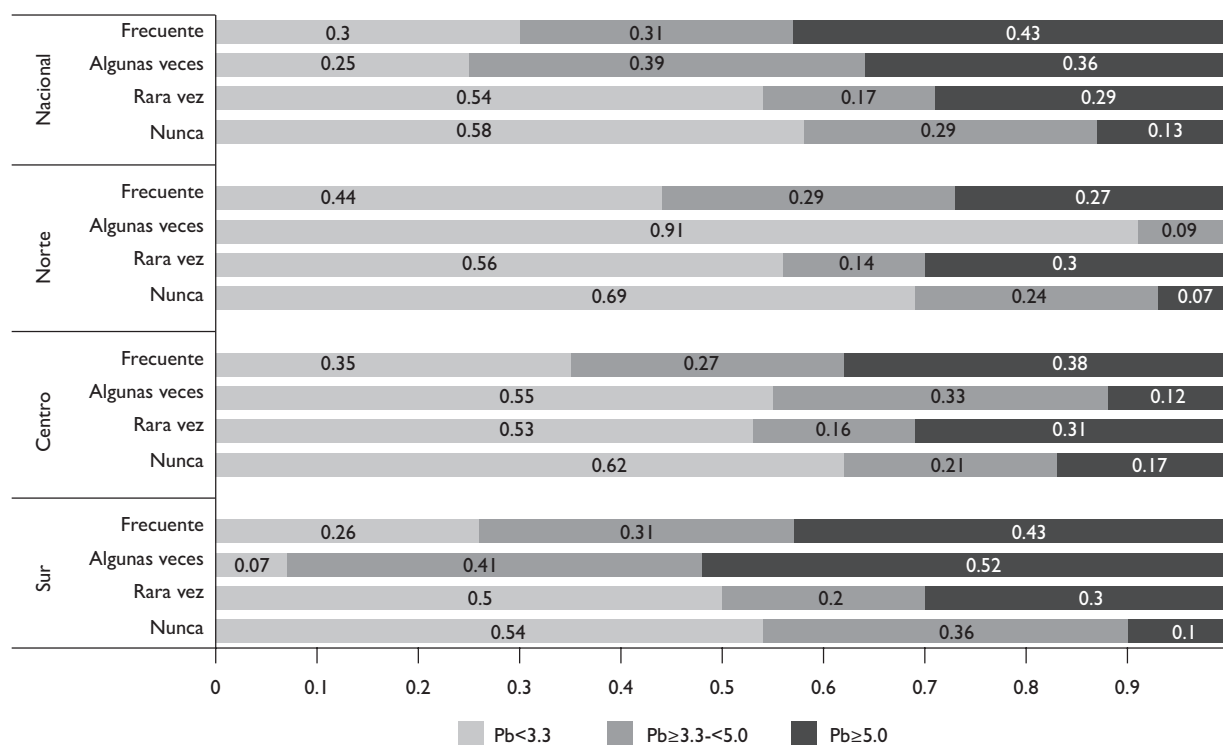
[#] $p < 0.05$

[&] Tamaño de muestra insuficiente

Al estratificar por región se encontró que los menores que residen en hogares de la región Sur y que usaron frecuentemente LBVPb tienen mayor propensión de tener niveles elevados $RRR_{Sur} = 11.61$ (IC95%: 2.66, 50.63), seguidos del Norte y Centro $RRR_{Norte} = 7.15$ (IC95%: 0.52, 98.7), $RRR_{Centro} = 5.87$ (IC95%: 1.82, 18.93), respectivamente. Con el fin de reflejar de una manera sencilla las implicaciones del ajuste del modelo anterior, se estimaron las probabilidades de tener un nivel de PbS en una categoría de acuerdo con el uso de LBVPb y región (figura 3).

Discusión

Este es el primer estudio con representatividad nacional de la población que habita en localidades menores a 100 000 habitantes que documenta niveles de PbS en población infantil. Se identificaron a 21.8% (IC95%: 13.0, 34.1) de los niños con PbS por arriba de lo establecido por la Norma Oficial Mexicana (>5mg/dL), lo cual representa más de un millón de niños y niñas que viven en estas localidades y que requieren acciones para prevenir los efectos adversos de esta



* Categorías de frecuencia: 1) Nunca: nunca usó LBVPb o si lo usó, fue hace más de tres meses. 2) Rara vez: usó LBVPb menos de una vez por mes en los últimos tres meses. 3) Algunas veces: usó LBVPb entre dos y tres veces por mes en los últimos tres meses. 4) Frecuentemente: usó LBVPb al menos una vez por semana en los últimos tres meses.

‡ Incluye regiones Norte, Centro y Sur. La muestra en Ciudad de México-Estado de México conurbado se excluyó del estudio.

FIGURA 3. PROBABILIDAD ESTIMADA DE TENER UNA CONCENTRACIÓN DE PLOMO (Pb) EN SANGRE (µg/dL) ESPECÍFICA DE ACUERDO CON LA FRECUENCIA DE USO DE LOZA DE BARRO VIDRIADO CON PLOMO (LBVPb),* NACIONAL‡ Y POR REGIÓN. MÉXICO, ENSANUT 100k, 2018

exposición. Si se comparan estas cifras con las de otros países, México tiene una prevalencia muy elevada: en Estados Unidos, la Encuesta Nacional de Salud (2007-2010) reportó que sólo 3.1% de la población de 1 a 2 años presentó niveles por arriba de este nivel, con una prevalencia de 1.6% en los México-americanos.³⁶ Si bien el diseño de la encuesta no permite hacer inferencias a un nivel menor al regional, un análisis descriptivo de la distribución geográfica de los casos con niveles elevados no identificó agrupaciones que sugieran fuentes puntuales de exposición. La dispersión geográfica de los casos acusa a una exposición poblacional ampliamente extendida.

La OMS reconoce que no hay nivel de PbS seguro, ya que se han documentado efectos adversos aun en concentraciones de 1 µg/dL.³⁷ En la población de estudio, la mitad de los menores (50.7%) presentó concentraciones ≥ 3.3 µg/dL, lo que representa más de 2.5 millones de menores en riesgo de sufrir los efectos tóxicos del Pb.

El presente estudio confirma que los hallazgos previos documentados en poblaciones geográficamente más acotadas sobre la asociación entre el uso y frecuencia de LBVPb y el incremento en los niveles de PbS se mantienen a nivel nacional.^{21,26,38} Además, se documenta que este fenómeno tiene un comportamiento diferente por región, al ser el Centro y el Sur las regiones que requieren mayor atención por las altas prevalencias detectadas. En el Sur se reporta un uso de casi el doble de LBVPb en comparación con el Norte (39.9 vs. 21.2%), consistente con la prevalencia de niveles elevados encontrados en dichas regiones (25.9 vs. 9.8%) (cuadro I). Un estudio previo en población indígena de Oaxaca reportó que 82.0% de los hogares de niños indígenas utilizaba LBVPb; esto se asoció con que 60.0% presentara niveles de PbS > 10 mg/dL.³⁹ Aunque el presente estudio no tiene la representatividad necesaria para verificar si este hallazgo permanece vigente, los resultados obtenidos contribuyen a identificar esta zona como prioritaria.

Los hallazgos de este estudio permiten identificar una fuente de exposición ambiental a través de los alimentos que han sido preparados o servidos en LBVPb. Se ha documentado ampliamente que la exposición a Pb afecta el crecimiento de la población infantil, en particular en el contexto de desnutrición y pobreza.^{3,40,41} Los valores de puntaje Z de talla para edad encontrados confirman las deficiencias nutricionales de la población de estudio. El hecho de que estos valores sean aún menores en la región Sur, seguida de la del Centro (cuadro I), sugieren un proceso de desnutrición crónica más severo en estas dos regiones en comparación con la región Norte, lo cual podría favorecer una mayor absorción de Pb en el tracto gastrointestinal, pero también podría ser resultado de limitaciones en el crecimiento asociadas con la exposición a Pb.^{42,43} El diseño transversal de este estudio no permite identificar la direccionalidad de esta asociación, pero en términos de sus implicaciones en salud pública identifica a la población del Sur, seguida del Centro, como población especialmente vulnerable para los efectos tóxicos del Pb. Este estudio no encontró asociación significativa entre PbS y puntaje Z de talla para la edad; se considera que esto se debe al diseño de la encuesta que se enfoca en población con deficiencias nutricionales, lo que se ve reflejado en los consistentes valores negativos de este indicador en las tres regiones (cuadro I).

La frecuencia de uso de LBVPb se asocia con la prevalencia de *niveles elevados* de PbS. En hogares donde se utiliza este tipo de loza en la preparación o almacenamiento de alimentos, la probabilidad de encontrar un niño con niveles elevados de PbS es de 0.43, mientras que esta probabilidad es de 0.13 en los hogares en donde no se utiliza. Esto sugiere que el BVPb no es la única fuente de exposición en México pero sí la más importante, en particular en la región Sur (figura 3).

La mejor estrategia para empezar a resolver esta deuda de salud pública es evitar que la exposición continúe. En el caso de la LBVPb, se deben reforzar e implementar nuevas medidas que eliminen el Pb del esmalte que se utiliza en el proceso de producción. Desde los años noventa, el Fondo Nacional para el Fomento de las Artesanías (Fonart) y otras organizaciones de la sociedad civil han realizado sensibilización sobre los efectos tóxicos del Pb y han capacitado a alfareros para utilizar esmaltes libres de plomo;⁴⁴ sin embargo, su impacto ha sido insuficiente. Es importante que las acciones no estigmaticen la tradición de esta artesanía, sino que apoyen a los alfareros para que puedan ofrecer al consumidor una alfarería segura libre de plomo. Se recomienda monitorear y certificar la producción de esta alfarería, así como implementar estrategias de comunicación social que motiven a la población consumidora a demandar alfarería segura, con apoyo en

la regulación establecida por la NOM-004-SSA1-2013⁴⁵ sobre la prohibición del uso de plomo en el esmalte de utensilios de cocina. Se recomienda iniciar acciones en los estados que conforman las regiones Centro y Sur en donde se ubica la población alfarera más importante del país y en donde esta exposición podría ser la principal responsable de los niveles elevados documentados.

Los presentes resultados constituyen la primera muestra nacional que utiliza un biomarcador para medir un resultado de salud ambiental en la población. Ante un escenario de recursos escasos como lo es nuestro país, las encuestas de salud ofrecen una oportunidad para monitorear, de manera costo-efectiva, los niveles de PbS de la población. Sin embargo, estos esfuerzos deben ser permanentes con el fin de identificar tendencias, así como otras fuentes de exposición además de la LBVP, para disminuir los niveles a <2mg/dL como se ha hecho en otros países.

El estudio tiene algunas limitaciones que deben mencionarse. La más importante es haber utilizado voltamperometría de redisolución anódica para realizar la determinación de Pb en sangre capilar, técnica con un umbral inferior de detección muy elevado (3.3 mg/dL); sin embargo, se escogió sobre otra técnica en sangre venosa por factibilidad operativa y económica. Esta limitación impidió conocer el valor preciso de 830 niños que se identificaron en la categoría no detectable, lo que imposibilitó estimar la media de los niveles de PbS en la población estudiada. Por otro lado, tener resultados rápidos propios del análisis de sangre capilar permitió identificar los casos con niveles elevados y darles consejería oportuna para reducirlos. Otra limitación que se debe señalar es que, por motivos administrativos ajenos al proceso de investigación, se perdió una importante fracción de la muestra, lo que llevó a eliminar la región Ciudad de México y Estado de México conurbado. A pesar de esta pérdida, la validez de los resultados se garantizó a través del ajuste de nuevos ponderadores específicos para este estudio. El presente análisis sólo considera el uso de LBVPb como fuente de exposición a este metal, que si bien es la más común reportada en la población general mexicana,²⁶ existen otras fuentes que no se consideraron y que deben ser estudiadas en el futuro para conocer el peso de su exposición y diseñar medidas integrales de prevención.

En conclusión, aunque los niveles de PbS en la población infantil han disminuido en los últimos 40 años,⁴⁶ aún se tienen prevalencias de niveles elevados sustancialmente más altas que en otros países del continente. En México se han implementado estrategias exitosas para reducir los niveles de PbS, como lo fue la remoción de Pb de las gasolinas; sin embargo, México continúa con una fuente de exposición altamente

arraigada en nuestra cultura y que está fuertemente asociada con la prevalencia de niveles elevados de PbS en la población infantil. Es importante promover el uso de alfarería libre de plomo que, además, protegerá a la población productora de esta riqueza cultural. Asimismo, es necesario reforzar las acciones existentes y crear nuevas estrategias para disminuir la exposición a Pb, en particular en población vulnerable y con mayores carencias.

Financiamiento

El estudio fue financiado por la Secretaría de Salud federal.

Agradecimientos

A la población que participó en la encuesta y al personal que realizó la recolección de información.

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

Referencias

- Valdés MA. Compendio de noticias de Nueva España desde principios del año de 1784. *Gazeta de México*. 1784;1801:260-1. Disponible en: <http://hdl.handle.net/2027/ucm.5324328935>
- Téllez-Rojo MM, Bellinger DC, Arroyo-Quiroz C, Lamadrid-Figueroa H, Mercado-García A, Schnaas-Arrieta L, et al. Longitudinal associations between blood lead concentrations lower than 10 microg/dL and neurobehavioral development in environmentally exposed children in Mexico City. *Pediatrics*. 2006;118(2):e323-30. <https://doi.org/10.1542/peds.2005-3123>
- Cantoral A, Téllez-Rojo MM, Levy TS, Hernández-Ávila M, Schnaas L, Hu H, et al. Differential association of lead on length by zinc status in two-year old Mexican children. *Environ Health*. 2015;14(1):95. <https://doi.org/10.1186/s12940-015-0086-8>
- Hu H, Téllez-Rojo MM, Bellinger D, Smith D, Ettinger AS, Lamadrid-Figueroa H, et al. Fetal lead exposure at each stage of pregnancy as a predictor of infant mental development. *Environ Health Perspect*. 2006;114(11):1730-5. <https://doi.org/10.1289/ehp.9067>
- Richardson JW. Poor, powerless and poisoned: The social injustice of childhood lead poisoning. *J Child Poverty*. 2002;8(2):141-57. <https://doi.org/10.1080/10796120220120368>
- Flora G, Gupta D, Tiwari A. Toxicity of lead: a review with recent updates. *Interdiscip Toxicol*. 2012;5(2):47-58. <https://doi.org/10.2478/v10102-012-0009-2>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological profile for lead (draft for public comment). Atlanta: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2019. Disponible en: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=96&tid=22#bookmark02>
- Sanin LH, González-Cossío T, Romieu I, Hernández-Ávila M. Acumulación de plomo en hueso y sus efectos en la salud. *Salud Publica Mex*. 1998;40:359-68.
- Goyer RA. Transplacental transport of lead. *Environ Health Perspect*. 1990;89:101-5. <https://doi.org/10.1289/ehp.9089101>
- Bellinger DC, Needleman HL. Intellectual impairment and blood lead levels. *N Engl J Med*. 2003;349(5):500-2. <https://doi.org/10.1056/NEJM200307313490515>
- 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>
- Needleman HL, Riess JA, Tobin MJ, Biesecker GE, Greenhouse JB. Bone lead levels and delinquent behavior. *JAMA*. 1996;275(5):363-9. <https://doi.org/10.1001/jama.1996.03530290033034>
- Nevin R. How lead exposure relates to temporal changes in IQ, violent crime, and unwed pregnancy. *Environ Res*. 2000;83(1):1-22. <https://doi.org/10.1006/enrs.1999.4045>
- Needleman HL, Schell A, Bellinger D, Leviton A, Allred EN. The long-term effects of exposure to low doses of lead in childhood. An 11-year follow-up report. *N Engl J Med*. 1990;322(2):83-8. <https://doi.org/10.1056/NEJM19901113220203>
- 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 years and with IQ change and socioeconomic mobility between childhood and adulthood. *JAMA*. 2017;317(12):1244-51. <https://doi.org/10.1001/jama.2017.1712>
- 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>
- 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>
- Organización Mundial de la Salud. Intoxicación por plomo y salud. Ginebra: OMS, 2018 [citado abril 29, 2019]. Disponible en: <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>
- 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, 30 de agosto de 2017. Disponible en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5495551&fecha=30/08/2017
- Cortez-Lugo M, Téllez-Rojo MM, Gómez-Dantés H, Hernández-Ávila M. Trends in atmospheric concentrations of lead in the metropolitan area of Mexico city, 1988-1998. *Salud Publica Mex*. 2003;45(suppl 2):S196-202. Disponible en: <http://www.saludpublica.mx/index.php/spm/article/view/4624/4472>
- Téllez-Rojo MM, Bautista-Arredondo LF, Richardson V, Estrada-Sánchez D, Ávila-Jiménez, Ríos C, et al. Intoxicación por plomo y nivel de marginación en recién nacidos de Morelos, México. *Salud Publica Mex*. 2017;59(3):218-26. <https://doi.org/10.21149/8045>
- Guo Y, Huo X, Li Y, Wu K, Liu J, Huang J, et al. Monitoring of lead, cadmium, chromium and nickel in placenta from an e-waste recycling town in China. *Sci Total Environ*. 2010;408(16):3113-7. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.04.018>
- 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>
- Shen Z, Hou D, Zhang P, Wang Y, Zhang Y, Shi P, et al. Lead-based paint in children's toys sold on China's major online shopping platforms. *Environ Pollut*. 2018;241:311-8. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.078>
- Brandão JDO, Okonkwo OJ, Sehkula M, Raseleka RM. Concentrations of lead in cosmetics commonly used in South Africa. *Toxicol Environ Chem*. 2012;94(1):70-7. <https://doi.org/10.1080/02772248.2011.633911>
- Romieu I, Palazuelos E, Hernández-Ávila M, Ríos C, Muñoz I, Jimenez C, et al. Sources of lead exposure in Mexico City. *Environ Health Perspect*. 1994;102(4):384-9. <https://doi.org/10.1289/ehp.94102384>

27. Rojas-López M, Santos-Burgoa C, Ríos C, Hernández-Avila 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>
28. 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;35:593-8.
29. Ruiz-Sandoval G. Envenenamiento lento por plomo en los habitantes de Oaxaca. *Gac Med Mex*. 1878;13(21):393-403.
30. Díaz-Ruiz A, Tristán-López LA, Medrano-Gómez KI, Torres-Domínguez JA, Ríos C, Montes S. Glazed clay pottery and lead exposure in Mexico: Current experimental evidence. *Nutr Neurosci*. 2017;20(9):513-8. <https://doi.org/10.1080/1028415X.2016.1193967>
31. Romero-Martínez M, Shamah-Levy T, Cuevas-Nasu L, Gaona Pineda EL, Gómez Acosta LM, Mendoza-Alvarado LR, et al. Metodología de la Encuesta Nacional de Salud y Nutrición para localidades con menos de 100 000 habitantes (Ensanut 100k). *Salud Publica Mex*. 2019;61(5):678-84. <https://doi.org/10.21149/10539>
32. ESA Analytical LTD. Analizador de plomo en Sangre LeadCare II. Guía de usuario. Massachusetts: ESA Biosciences Inc, 2009. Disponible en: https://www.cliawaived.com/web/items/pdf/ESA_70_3447_ESA_User_Guide_Spanish~1713file4.pdf
33. Centers for Disease Control and Prevention. Biomonitoring Summary. Lead. Atlanta: CDC, 2017. Disponible en: https://www.cdc.gov/biomonitoring/Lead_BiomonitoringSummary.html
34. Agresti A. *Categorical Data Analysis*. 2nd ed. Nueva York: John Wiley & Sons, 2002.
35. Kordas K. The "Lead Diet": can dietary approaches prevent or treat lead exposure? *J Pediatr*. 2017;185:224-31.e1. <https://doi.org/10.1016/j.jpeds.2017.01.069>
36. Raymond J, Wheeler W, Brown MJ. Lead screening and prevalence of blood lead levels in children aged 1-2 years — Child Blood Lead Surveillance System, United States, 2002-2010 and National Health and Nutrition Examination Survey, United States, 1999-2010. *MMWR Suppl*. 2014;63(2):36-42. Disponible en: <https://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/su6302a6.htm>
37. Lanphear BP. Low-level toxicity of chemicals: no acceptable levels? *PLoS Biol*. 2017;15(12):e2003066. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2003066>
38. Meneses-González F, Richardson V, Lino-González M, Vidal MT. Blood lead levels and exposure factors in children of Morelos state, Mexico. *Salud Publica Mex*. 2003;45(suppl 2):S203-8. Disponible en: <http://saludpublica.mx/index.php/spm/article/view/4625/4473>
39. Terrazas-Meraz MA, Hernández-Cadena L, Rueda-Hernández GE, Romano-Riquer SP, Shamah-Levy T, Villalpando-Hernández S, et al. Uso de cerámica vidriada como fuente de exposición a plomo en niños indígenas de zonas marginadas de Oaxaca, México. *Salud Publica Mex*. 2015;57(3):260-4. Disponible en: <http://saludpublica.mx/index.php/spm/article/view/7565/10175>
40. Ballew C, Khan LK, Kaufmann R, Mokdad A, Miller DT, Gunter EW. Blood lead concentration and children's anthropometric dimensions in the Third National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES III), 1988-1994. *J Pediatr*. 1999;134(5):623-30. [https://doi.org/10.1016/s0022-3476\(99\)70250-7](https://doi.org/10.1016/s0022-3476(99)70250-7)
41. Frisancho AR, Ryan AS. Decreased stature associated with moderate blood lead concentrations in Mexican-American children. *Am J Clin Nutr*. 1991;54(3):516-9. <https://doi.org/10.1093/ajcn/54.3.516>
42. Ahamed M, Siddiqui MK. Environmental lead toxicity and nutritional factors. *Clin Nutr*. 2007;26:400-8. <https://doi.org/10.1016/j.clnu.2007.03.010>
43. Peraza MA, Ayala-Fierro F, Barber DS, Casarez E, Rael LT. Effects of micronutrients on metal toxicity. *Environ Health Perspect*. 1998;106(suppl 1):203-16. <https://doi.org/10.1289/ehp.98106s1203>
44. Téllez Rojo MM, Caravanas J. Exposición a plomo: una tarea pendiente en México. *Salud Publica Mex*. 2015;57(2):115-6. Disponible en: <http://repositorio.insp.mx:8080/jspui/bitstream/20.500.12096/6883/1/httpwwwscielo.org.mx/spm/v57n2v57n2a5.pdf>
45. Secretaría de Gobernación. Norma Oficial Mexicana NOM-004-SSA1-2013, Salud ambiental. Limitaciones y especificaciones sanitarias para el uso de los compuestos de plomo. México: Secretaría de Gobernación, 2014. Disponible en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5343154&fecha=02/05/2014
46. Pantic I, Tamayo-Ortiz M, Rosa-Parra A, Bautista-Arredondo L, Wright RO, Peterson KE, et al. Children's blood lead concentrations from 1988 to 2015 in Mexico City: the contribution of lead in air and traditional lead-glazed ceramics. *Int J Environ Res Public Health*. 2018;15(10):2351. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/ijerph15102153>