



MANGANESO EN EL AMBIENTE
URBANO DE TORREÓN, COAHUILA.

TITULACIÓN INTEGRAL
TESIS

que para obtener el título de
INGENIERA BIOQUÍMICA

presenta
KARLA ROGELIA REYES GARCÍA

No. de Control: 191000155

Mazatlán, Sin., Junio de 2024.





Esta investigación se realizó en el Laboratorio de Isotopía Estable de Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, a cargo del Dr. Martin Federico Soto Jiménez. La tesis fue financiada con el proyecto PRONACES-CONACYT 321540 “Proyecto de investigación e incidencia en materia de salud y ambiente para lograr justicia para La Laguna: intersecciones entre salud, ambiente y estatus socioeconómico”.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del Dr. Martin Federico Soto Jiménez. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: martin@ola.icmyl.unam.mx Si el permiso se otorga deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente de esta tesis de la siguiente manera:

Reyes García Karla Rogelia. Mn en el área urbana de Torreón, Coahuila. Tesis Licenciatura. Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de Mazatlán.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al **Laboratorio de Isotopía Estable del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM**, dirigido por el **Dr. Martín Federico Soto Jiménez**, por su liderazgo experto y apoyo invaluable durante mi tiempo en el laboratorio. Su compromiso con la excelencia académica ha sido una fuente constante de inspiración, por este motivo quiero expresar mi más sincero agradecimiento al Dr. Martín Federico Soto Jiménez, quien ha liderado el proyecto de investigación. Su experta guía como asesor ha sido esencial para mi crecimiento profesional y académico. Por eso agradezco su generosidad al aceptarme como residente y tesista, así como por compartir su sabiduría y brindarme valiosos consejos.

Quisiera reconocer y agradecer a la maestra **M.C. Karla Guadalupe Sánchez Osuna**, mi asesora interna de tesis, por su valioso tiempo y esfuerzo al revisar y brindarme la mejor orientación en las correcciones necesarias.

Extendiendo mi gratitud a mis valiosos compañeros de laboratorio, Felipe Caravantes, Sarahi Roos, Cynthia Jocobi, Javier Rochin y Andrés Tirado, quienes han compartido este viaje conmigo. Su colaboración, amistad y esfuerzo conjunto han enriquecido significativamente mi experiencia.

También agradezco al **Tecnológico Nacional de México Campus Mazatlán** por proporcionar un entorno educativo excepcional durante mi tiempo como estudiante. La dedicación de su distinguido cuerpo docente y los recursos académicos de vanguardia jugaron un papel fundamental en mi formación y en mi desarrollo profesional.

Este logro no hubiera sido posible sin el apoyo y contribución de cada una de estas personas. A todos ustedes, les estoy profundamente agradecido.

DEDICATORIA

A Dios, quien me ha permitido llegar a donde estoy. Su amor, gracia y misericordia han sido mi fuente de fortaleza y esperanza en todo momento. A él le entrego este logro, reconociendo su infinita bondad y guiándome en cada paso del camino, a ti toda la gloria, la honra y la alabanza mi Dios.

Con profunda gratitud, dedico esta tesis a las personas que han sido pilares fundamentales en el éxito de mi formación. A mis familiares, especialmente a mi amada madre, Adriana García Camarena, y a mi querido padre, Carlos Manuel Reyes Sánchez, les expreso mi más sincero reconocimiento por su apoyo incondicional, su inmensa paciencia y su aliento constante. Su amor inquebrantable y guía han sido mi mayor fortaleza.

Además, deseo honrar la memoria de mi gran orgullo, Roberto García Camarena, mi padre, cuyo legado de sabiduría y valores sigue impregnando cada aspecto de mi vida. Aunque físicamente no esté presente, su espíritu vive en mí y su influencia perdurará por siempre en este y cada logro que alcanzaré.

RESUMEN

El manganeso (Mn) es un elemento esencial, pero puede ser potencialmente tóxico cuando los niveles sobrepasan umbrales de seguridad. Las actividades antropogénicas, tales como la quema de gasolinas y emisiones de procesos industriales incluyendo la metalurgia no ferrosa, son fuente de Mn. El objetivo del estudio fue evaluar los niveles de Mn en diferentes matrices ambientales en la zona urbana de Torreón, Coahuila. Se realizaron muestreos estratificados en más de 100 sitios para recolectar suelos y polvo urbano en períodos seleccionados. Se analizaron las muestras para los niveles de Mn total y su fracción bioaccesible en suelos superficiales y polvos urbanos. Los resultados mostraron variaciones significativas en los niveles de Mn en suelos (106 hasta $18,418 \mu\text{g g}^{-1}$), con concentraciones más altas cerca de áreas industriales (<1 km y entre $3-4$ km hacia el oeste). Se observaron correlaciones significativas entre los niveles de Mn en suelos y su distancia a complejos metalúrgicos. Una clara tendencia a disminuir con la distancia a Met-Mex fue observada en Mn en suelo. Los polvos de calles variaron desde 68.2 hasta $6,168 \mu\text{g g}^{-1}$ con concentraciones más altas cerca de áreas industriales ($2-3$ km hacia el oeste). El Mn en polvos no mostró ninguna tendencia con respecto a la distancia de Met-Mex. Respecto a las fracciones bioaccesibles, el Mn en suelos varió de 6 hasta $3,435 \mu\text{g g}^{-1}$ y en polvos de 3.57 hasta $1,447 \mu\text{g g}^{-1}$ del total. Hubo una correlación significativa entre los contenidos de Mn en suelos y en polvos ($\rho = \text{xx}$; $p < 0.01$). Además, se calcularon factores de concentración para evaluar el grado de contaminación por Mn en la zona de estudio. En suelos el FC varió desde <1 en la mayoría de las estaciones distantes al complejo, hasta $8-27$ veces entorno a Met-Mex Peñoles. Este estudio proporciona información relevante sobre la contaminación por Mn en un entorno urbano y destaca la importancia de la vigilancia ambiental para proteger la salud pública y el medio ambiente.

ABSTRACT

Manganese (Mn) is an essential element, but can be potentially toxic when levels exceed safety thresholds. Anthropogenic activities, such as gasoline burning and emissions from industrial processes including non-ferrous metallurgy, are sources of Mn. The objective of the study was to evaluate the levels of Mn in different environmental matrices in the urban area of Torreón, Coahuila. Stratified sampling was carried out in more than 100 sites to collect soils and urban dust in selected periods. The samples were analyzed for the levels of total Mn and its bioaccessible fraction in surface soils and urban dust. The results showed significant variations in the levels of Mn in soils (106 to 18,418 $\mu\text{g g}^{-1}$), with higher concentrations near industrial areas (<1 km and between 3-4 km to the west). Significant correlations were observed between the levels of Mn in soils and their distance to metallurgical complexes. A clear decreasing trend with distance from Met-Mex was observed for soil Mn. Street dusts ranged from 68.2 to 6,168 $\mu\text{g g}^{-1}$ with higher concentrations near industrial areas (2-3 km to the west). Dust Mn did not show any trend with respect to distance from Met-Mex. Regarding bioaccessible fractions, soil Mn ranged from 6 to 3,435 $\mu\text{g g}^{-1}$ and dust Mn ranged from 3.57 to 1,447 $\mu\text{g g}^{-1}$ of the total. There was a significant correlation between soil and dust Mn contents ($\rho = \text{xx}$; $p < 0.01$). In addition, concentration factors were calculated to assess the degree of Mn contamination in the study area. In soils, the FC ranged from <1 at most stations remote from the complex, to 8-27 times around Met-Mex Peñoles. This study provides relevant information on Mn contamination in an urban environment and highlights the importance of environmental monitoring to protect public health and the environment.

ÍNDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS	3
DEDICATORIA	4
RESUMEN	5
ABSTRACT.....	6
I. INTRODUCCIÓN	13
II. ANTECEDENTES	15
2.1. Estudios a nivel global.....	15
2.3. Estudios en México.	31
2.4. Estudio de Mn en Torreón, Coahuila.....	33
III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	35
IV. HIPÓTESIS	36
V. OBJETIVOS	37
5.1. Objetivo General	37
5.2. Objetivos Específicos	37
VI. MARCO TEORICO	37
6.1. Generalidades del Mn	37
6.2. Fuentes de Mn en el ambiente	39
6.2.1. Naturales	39
6.2.2. Antropogénicas	40
6.2.3. Manganismo.....	41
6.3. Normas Mexicanas (NMX)	42
6.4. Normas y Regulaciones Ambientales Internacionales	42
VII. METODOS	43
7.1. Área de estudio	43
7.2. Sitios de muestreo.....	45
7.3. Preparativos para la colecta.....	46

7.4. Colecta de muestras ambientales	47
7.5. Colecta de suelos superficiales	50
7.6. Colecta de polvos urbanos	50
7.7. Procesamiento de muestras en laboratorio	52
7.7.1. Secado	52
7.7.2. Tamizado	52
7.7.3. Digestión para metal total.....	53
7.7.4. Digestión para metal bioaccesible.	53
7.8. Lectura de muestras.....	54
7.9. Validación.....	55
7.10. Factor de contaminación	56
VIII. RESULTADOS Y DISCUSION.....	57
8.1. Examinar la cantidad total y bioaccesible de Mn en suelos superficiales en el entorno urbano de Torreón, Coahuila.	57
8.1.1 Variación de Mn en suelos superficiales.....	61
8.1.2. Mapas de isolíneas de Mn en suelos superficiales	63
8.2.2. Mapas de isolíneas de Mn en polvos de calle.....	69
8.3. Correlación Mn	71
8.4. Factores de concentración	72
IX. CONCLUSIONES.....	74
X. REFERENCIAS	76
XI. ANEXO	82

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapas de Mn del suelo y Pb del suelo de Nueva Orleans (Mielke et al, 2002).	18
Figura 2. Schiavo et al. (2021) nos muestran en esta figura que, (A) La ubicación de Hermosillo en el desierto de Sonora, México; (B) La distribución del Mn en los sedimentos alrededor de la zona urbanizada, con un depósito en el oeste y corrientes fluviales que llevan sedimentos hacia las presas en el este; (C) Puntos de muestreo de polvo en escuelas (círculos blancos) y suelos utilizados como referencia (círculos naranjas); (D) Un gráfico de la rosa de los vientos de 2016 que muestra la erosión eólica recopilada con muestreadores BSNE (De la Parra, 2008), representada por isolíneas de color gris claro.	32
Figura 3. Mapa de la Zona Metropolitana de La Laguna (ZML), en los estados de Coahuila y Durango (http://www.trcimplan.gob.mx).	44
Figura 4. Mapa de la Zona Metropolitana de La Laguna (ZML) segmentada en cuadrantes y radiales a partir de los cuales se seleccionarán las estaciones urbanas y rurales, representativas para el estudio.	46
Figura 5. Mapa de la ciudad de Torreón, Coahuila, indicando los sitios de colecta (círculo rojo) de las muestras ambientales recolectadas, suelos superficiales y polvos urbanos.	48
Figura 6. Representación esquemática de los tipos de muestras ambientales a estudiar en la zona metropolitana de La Laguna.....	49
Figura 7. Representación de los sitios de muestreo de suelos y polvos de la calle.	51
Figura 8. Lectura de muestras para Mn por plasma inductivamente acoplado a espectrómetro de masas de alta resolución (HR-ICP- MS) de sector magnético Finnigan MAT Element XR®.	54
Figura 9. Variación de Mn total en suelos superficiales en función de la distancia en el eje Oeste – Este del área urbana de Torreón, Coahuila.	61
Figura 10. Variación de Mn bioaccesible en suelos superficiales en función de la distancia en el eje Oeste – Este del área urbana de Torreón, Coahuila.	62

Figura 11. Variación de porcentaje bioaccesible de Mn en suelos superficiales en función de la distancia en el eje Oeste – Este del área urbana de Torreón, Coahuila.	62
Figura 12. Mapa de isolneas de concentración de Mn total en suelos superficiales ($\mu\text{g g}^{-1}$).	Error! Bookmark not defined.
Figura 13. Mapa de isolneas de concentración de Mn bioaccesible en suelos superficiales ($\mu\text{g g}^{-1}$).	Error! Bookmark not defined.
Figura 14. Variación total de Mn en polvos de calle urbana en función de la distancia en el eje Oeste – Este del área urbana de Torreón, Coahuila.	67
Figura 15. Variación de Mn bioaccesible en polvos de calle urbana en función de la distancia en el eje Oeste – Este del área urbana de Torreón, Coahuila.	68
Figura 16. Variación de porcentaje bioaccesible de Mn en polvos urbanos en función de la distancia en el eje Oeste – Este del área urbana de Torreón, Coahuila.	68
Figura 17. Mapa de isolneas de concentración de Mn total en polvos de calle ...	69
Figura 18. Mapa de isolneas de concentración de Mn bioaccesible en polvos de calle ($\mu\text{g g}^{-1}$).	70
Figura 19. Variación de los factores de concentración de Mn en suelos superficiales en función de la distancia a Met-Mex en la orientación Oeste-Este.	72

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Entornos propensos a contener bacterias que oxidan el Mn (II).	40
Tabla 2. Control de calidad del análisis de Mn disuelto en agua mediante el análisis de material de referencia certificado (NIST® SRM® 1640a: Trace elements in natural water, n=12 en 2022).	56
Tabla 3. Concentración de Mn total y bioaccesible (µg/g y fracción bioaccesible en %) en suelos colectados en el área urbana de Torreón, Coahuila (norte de México).	57
Tabla 4. Mn total y bioaccesible (µg g ⁻¹) y porcentaje de fracción bioaccesible en el polvo recolectado en el área urbana de Torreón (norte de México).	65
Tabla 5. Análisis de correlación no paramétrica ρ de Spearman en las concentraciones de Mn en suelos y polvos urbanos.	71

INDICE DE ANEXO

Anexo 1. Tabla de análisis estadístico de los niveles de Mn en matrices urbanas de distintas regiones del mundo.....	82
---	-----------

I. INTRODUCCIÓN

El manganeso (Mn) es un metal presente en diversas rocas y alimentos, aunque raramente se encuentra en su forma pura en la naturaleza. Habitualmente, se combina con otros elementos, como oxígeno (O), azufre (S) y cloro (Cl). El Mn está presente comúnmente en la mayoría de los alimentos. Esta exposición puede ocurrir principalmente por la ingesta de alimentos o suplementos dietéticos ricos en este elemento, pero en ciertas ocupaciones de ámbito industrial, están expuesto a este elemento los soldadores o los trabajadores de fábricas de acero, ya que el Mn desempeña un papel crucial, principalmente en la fabricación de acero para mejorar sus propiedades de dureza, rigidez y solidez, así como en aditivos para la gasolina, destinados a aumentar su octanaje. Ya que estos son liberados al aire, suelo y no se degrada en el medio ambiente, provocando que puedan cambiar de forma o adherirse de partículas.

La ingesta adecuada de Mn es crucial, si bien la exposición a niveles altos puede tener efectos perjudiciales en el sistema nervioso y la reproducción. Aunque no se ha establecido una relación clara entre la exposición al Mn y el cáncer, estudios sugieren posibles impactos en el desarrollo neurológico de los niños expuestos a niveles elevados. Los estudios en niños han sugerido que niveles extremadamente altos de exposición al manganeso pueden producir efectos indeseables en el desarrollo del cerebro, incluidos cambios en el comportamiento y disminución de la capacidad para aprender y recordar. No se sabe con certeza si estos cambios fueron causados por el manganeso por sí solo (ATSDR, 2012).

La investigación sobre el manganeso en suelos urbanos y polvos de calle por exposición antropogénica es crucial por varias razones respaldadas por estudios científicos. La contaminación por manganeso en suelos urbanos y polvos de calle representa un riesgo significativo para la salud pública, con asociaciones documentadas con trastornos neurológicos y respiratorios (González et al., 2019;

Kim et al., 2019). La comprensión de la distribución y los niveles de manganeso en estos entornos es esencial para evaluar y gestionar eficazmente la contaminación ambiental y proteger la salud humana (Li et al., 2020; Yu et al., 2018). Los hallazgos de la investigación pueden proporcionar información valiosa para la planificación urbana y la toma de decisiones relacionadas con la salud comunitaria, contribuyendo así a mejorar la calidad de vida en las áreas urbanas afectadas (Wang et al., 2017; Zhang et al., 2019).

México es el segundo productor latinoamericano de Mn y ocupa el quinto lugar a nivel mundial en esta industria. Uno de los complejos de fundición y refinación de plata (Ag) cadmio (Cd) plomo (Pb) y zinc (Zn) más grandes del mundo, Met–Mex Peñoles, se encuentra en Torreón y entró en producción en 1902 y ha estado en funcionamiento durante más de un siglo (Soto-Jimenez, 2011). La población que vive a los alrededores del distrito minero-metalúrgico, es muy estable y ha sufrido exposición de por vida al Mn liberado de forma antropogénica. Por tanto, esta investigación ha sido personalmente de gran interés debido a que he recabado información de los grandes efectos que provoca esta problemática de Mn en suelos y polvos urbanos, ya que el efecto toxico en el cuerpo humano por inhalación, es caracterizado por alteraciones extrapiramidales y trastornos neuropsiquiátricos que se asemejan a la enfermedad de Parkinson solo que a esta enfermedad se le denominó Manganismo (Martin, 2006).

II. ANTECEDENTES

2.1. Estudios a nivel global

En el anexo 1 se presenta un resumen de una revisión de estudios de Mn en ambientes urbanos de distintas regiones del mundo. Proporcionados por la Dra. Sahari Roos Muñoz, quien está actualmente investigando sobre la distribución de Mn en suelos y diferentes entornos a nivel global. En los estudios se observa que el Mn en suelos varía desde 6-11 hasta 280-1,500 $\mu\text{g g}^{-1}$ en suelos naturales. Martin y Meybeck (1979) reportan que el Mn en la corteza terrestre es de 720 $\mu\text{g g}^{-1}$. En ambientes impactados por actividades humanas, los niveles promedian desde 954-1,150 $\mu\text{g g}^{-1}$ hasta 266,000 a 283,000 $\mu\text{g g}^{-1}$. En los estudios se observa que el Mn en polvos urbanos varía desde 23-89 $\mu\text{g g}^{-1}$ en áreas no impactadas hasta 1,165 a 20,000 $\mu\text{g g}^{-1}$ en ambientes impactados por actividades minero-metalúrgicas.

Montreal, Canadá

El propósito de este estudio fue evaluar la contaminación atmosférica y del suelo por Mn en las cercanías de una planta de ferroaleaciones que cerró a mediados de los 1990s. Se observó una disminución notable en las concentraciones promedio de Mn en el aire entre 1981 y 1990, seguida de un descenso del casi el 50% entre 1990 y 1992. Este declive probablemente se debió al cese de operaciones de una gran planta de producción de aleaciones de manganeso en Beauharnois, ubicada aproximadamente a 25 km de Montreal. Se realizaron muestreos de aire y suelo durante 5 días en dos y tres sitios, respectivamente. El primer sitio se encontraba a 10 m al noreste de la planta cerrada, siguiendo la dirección de los vientos predominantes del suroeste al noreste. Los sitios 2 y 3 estaban ubicados a 50 y 800 m al sureste de la planta. Las muestras de aire se analizaron para determinar las concentraciones del manganeso totales (MnT) y del manganeso respirables (MnR) de Mn, mientras que las muestras de suelo se tomaron en la superficie y en capas subsuperficiales. Los resultados revelan que el sitio 1 está altamente contaminado,

con una concentración media de Mn en la superficie del suelo de $266,000 \pm 45,000$ ppm y $283,000 \pm 23,000$ ppm en la subsuperficie, con valores promedio de MnT y MnR de 21.9 ± 13.7 y 3.5 ± 3.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. La contaminación en este sitio se atribuye a la deposición directa de residuos sólidos ricos en Mn sobre el suelo y a la erosión atmosférica de partículas de Mn. Se recomienda que las autoridades públicas aborden esta situación con alta prioridad (Boudissa et al., 2006).

Mapocho, Rancagua, y Cachapoal, Chile

Se realizó un estudio para evaluar la bioaccesibilidad de metales pesados en suelos contaminados mediante una prueba de extracción de bioaccesibilidad simple (SBET), aplicada al análisis de las fases gástrica e intestinal. Estudiaron suelos con alto contenido de metales de las series Mapocho, Cachapoal y Rancagua, ubicados en áreas suburbanas de grandes ciudades en el valle central de Chile. Los suelos estudiados de metales pesados, como el cobre (Cu), níquel (Ni), cadmio (Cd) y zinc (Zn), se encuentran distribuidos en diferentes fracciones. Estas fracciones se estimaron utilizando el procedimiento BCR, que divide los metales en cuatro categorías: intercambiable, ligada a óxidos (principalmente de hierro y manganeso), ligada a materia orgánica y residual. Los óxidos de hierro y manganeso son componentes comunes en los suelos y pueden retener metales pesados, actuando como una especie de "esponja" que los atrapa y los mantiene en el suelo. Esta distribución de los metales pesados en las distintas fracciones del suelo es importante porque afecta su movilidad, disponibilidad y potencial riesgo de contaminación para el medio ambiente y la salud humana. Los resultados de Mn en suelos para Mapocho fueron de $1,154 \pm 13$ $\mu\text{g g}^{-1}$, Rancagua 693 ± 12 $\mu\text{g g}^{-1}$ y Cachapoal 944 ± 7 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Mendoza et al., 2017).

Nouméa, Francia

Este estudio empleó un enfoque que combina múltiples métodos y matrices para distinguir las emisiones de fundiciones de fuentes geogénicas, y para modelar el riesgo para la salud asociado a la actividad industrial resultante. Como resultado, se descubrió que los niveles de Mn en el suelo cercano a las carreteras variaban entre 172 hasta 4,290 $\mu\text{g g}^{-1}$, mientras que se exploraron las variaciones geoespaciales de oligoelementos, incluyendo el Mn y otros elementos, en ambientes tanto interiores como exteriores mediante el suelo de jardín 223 hasta 1,920 $\mu\text{g g}^{-1}$ y el polvo de aspiradoras domésticas. Además, se encontró una concentración de media de Mn en el subsuelo de 720 $\mu\text{g g}^{-1}$. Los elementos asociados a la fundición presentes en el suelo y en los depósitos de polvo mostraron una correlación negativa con la distancia a la instalación. Mediante el modelado de riesgos para la salud no cancerígenos, utilizando un Índice de Peligro (HI) basado en 15 puntos espaciales en Nouméa, se observó una superación generalizada del riesgo tolerable para niños de 0 a 2 años, especialmente en cuanto a niveles de níquel con un HI de 1,3–15,8 y manganeso con un HI de 0,6–1,8. La superación del riesgo fue mayor en áreas cercanas a la fundición y en dirección noroeste, donde prevalece el viento. Dada la alta incidencia de cáncer en Nueva Caledonia, es prioritario distinguir entre fuentes de contaminación ambiental e industrial para proteger la salud comunitaria. Este análisis destaca cómo mejorar la precisión en la identificación de fuentes contaminantes puede guiar estrategias futuras de mitigación (Fry et al., 2021).

Nueva Orleans

El estudio llevado a cabo examinó los procesos naturales y proyectó el posible impacto de los aditivos de combustible de tricarbonilo de metilciclopentadienil (MMT), manganeso metilciclopentadienil manganeso tricarbonilo como fuentes potenciales de acumulación de Mn en el entorno ambiental. Se emplearon conjuntos de datos que comprendían muestras de aluvión

y sedimentos del delta del río Mississippi, además de un análisis de metales del suelo en el área metropolitana de Nueva Orleans (Figura1). Se encontró que las concentraciones de Mn en la superficie del aluvión, en el acuífero ($159 \mu\text{g g}^{-1}$) y en la zona de descarga del acuífero ribereño ($513 \mu\text{g g}^{-1}$) respaldan la hipótesis de que la arcilla se enriquece con Mn como resultado de estos procesos naturales. Los datos obtenidos del estudio de metales del suelo en Nueva Orleans, realizado por investigadores, indican un aumento notable de cuatro veces en los niveles de Mn entre áreas rurales y urbanas, así como un aumento significativo de tres órdenes de magnitud para el Pb. Según los cálculos basados en el consumo de combustible en las carreteras estadounidenses en 1999, se estima que la cantidad de Mn presente en el combustible podría generar aproximadamente 5.000 toneladas métricas de Mn al año. De este total, alrededor del 13% (650 toneladas) podría liberarse como aerosol, mientras que el restante 87% (4,350 toneladas) permanecería en los motores. Además, el inventario de emisiones tóxicas de Mn en 1999 señaló un total de 370 toneladas, en comparación con las emisiones potenciales de vehículos en áreas urbanas y rurales, que fueron de 390 y 260 toneladas, respectivamente. Es importante destacar que el uso de Mn como aditivo de combustible podría aumentar el riesgo de que los recién nacidos superen la ingesta diaria total tolerable estimada de 2,1 a 16,5 gramos de Mn, especialmente en entornos urbanos, considerando que los recién nacidos tienen una capacidad hepática limitada para eliminar el Mn (Mielke et al, 2002).

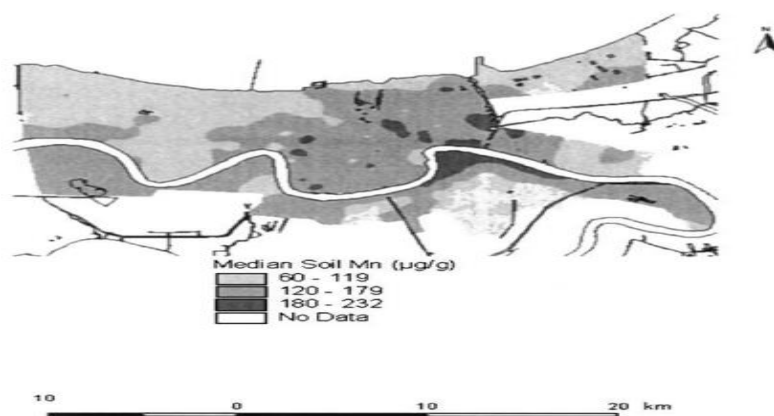


Figura 1. Mapas de Mn del suelo de Nueva Orleans (Mielke et al, 2002).

Ottawa, Canadá

Los niños que viven cerca de sitios de desechos peligrosos pueden estar expuestos a contaminantes ambientales; sin embargo, pocos estudios han realizado evaluaciones de exposición multimedia, incluidos los entornos residenciales donde los niños pasan la mayor parte de su tiempo. Tomamos muestras de tierra de jardín, polvo doméstico y partículas con un diámetro aerodinámico de $\geq 2,5$ en 59 hogares de niños pequeños cerca de una zona minera abandonada y analizamos muestras en busca de Mn, las concentraciones en el polvo (18 hasta $616 \mu\text{g g}^{-1}$), carga de polvo (0.8 hasta $499 \mu\text{g g}^{-1}$) fueron consistentemente más bajas que en el suelo (112 hasta $1,587 \mu\text{g g}^{-1}$) y no estuvieron asociadas con fuentes de chat. Las concentraciones de polvo fueron predichas por las concentraciones del suelo y la densidad de ocupantes. Estos hallazgos sugieren que fuentes cercanas de contaminantes metálicos provenientes de desechos mineros al aire libre pueden migrar al interior. Las poblaciones más alejadas del sitio minero también pueden estar expuestas si los usos secundarios del chat están muy cerca del hogar (Zota et al., 2011).

Valcamonica, Italia

La producción de ferroaleaciones puede liberar varios metales al medio ambiente, siendo el Mn uno de los principales preocupantes. Porque la exposición al Mn derivada del polvo asentado y los aerosoles suspendidos puede causar una variedad de efectos neurológicos adversos en personas crónicamente expuestas. Para estimar mejor los niveles actuales de exposición, Pavilonis et al, (2015) nos dicen que este estudio cuantificó los niveles de metales en polvo recogido dentro de hogares ($n = 85$), fuera de hogares ($n = 81$), en áticos ($n = 6$) y en suelo superficial ($n = 252$) en un área con producción histórica de ferroaleaciones. Los metales contenidos en las muestras de polvo interior y exterior se cuantificaron utilizando espectroscopía de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente, mientras que las mediciones de áticos y suelo se realizaron con un instrumento de

fluorescencia de rayos X. Las concentraciones de Mn en el suelo ($190\text{--}47,000\ \mu\text{g g}^{-1}$) y el polvo interior ($870\ \mu\text{g g}^{-1}$) recogido dentro de 0.5 km de una planta excedieron los niveles encontrados previamente en áreas suburbanas y urbanas, pero disminuyeron fuera de 1.0 km hasta el extremo superior de las concentraciones de fondo. Las concentraciones de Mn en el polvo del ático fueron ~ 120 veces mayores que los niveles de polvo interior, consistentes con las emisiones históricas que produjeron altas concentraciones en el aire en la región. Considerando los posibles efectos adversos para la salud asociados con la inhalación crónica e ingestión de Mn, la remediación del suelo cerca de las plantas y la higiene frecuente y continua en el interior pueden disminuir la exposición residencial y la probabilidad de efectos adversos para la salud.

Turin, Italia

La acumulación de contaminantes en áreas urbanas se reconoce ampliamente, siendo el polvo de las carreteras (RD) y los suelos superficiales importantes receptores de estos contaminantes. Aunque muchos estudios han examinado las concentraciones totales y la bioaccesibilidad de contaminantes, pocos han investigado la bioaccesibilidad de elementos fraccionados por tamaño en el polvo de las carreteras. Por lo tanto, este estudio se enfocó en analizar la distribución y la bioaccesibilidad de metales como el Mn y otros, en diferentes fracciones de tamaño del polvo de las carreteras y los suelos adyacentes a las carreteras (menores a $2,5\ \mu\text{m}$, entre $2,5$ y $10\ \mu\text{m}$, y entre 10 y $200\ \mu\text{m}$). Las fracciones finas aparecen enriquecidas en Mn y las partículas de $2,5$ a $10\ \mu\text{m}$ son las más enriquecidas. El Mn tiene una bioaccesibilidad variable del 76% al 5%. Estos resultados hacen que la evaluación de la bioaccesibilidad de partículas fraccionadas por tamaño parezca una necesidad para una correcta estimación del riesgo en áreas urbanas. Las estadísticas descriptivas del contenido pseudototal de Mn en suelos ($n = 18$) son de 589 hasta $1,195\ \mu\text{g g}^{-1}$ y polvo de carreteras de 527 hasta $380\ \mu\text{g g}^{-1}$ (Padoan et al, 2017).

Brescia, Italia

Se ha observado que vivir cerca de instalaciones de producción de ferroaleaciones se relaciona con una mayor exposición al manganeso, lo cual puede tener efectos negativos en la salud, especialmente en niños. Sin embargo, se dispone de poca información sobre qué muestras ambientales contribuyen de manera más significativa a los niveles internos de manganeso y otros metales asociados a las ferroaleaciones. Nuestro objetivo fue identificar las principales fuentes de exposición a metales y evaluar si los biomarcadores internos pueden reflejar adecuadamente la exposición a los contaminantes ambientales. En un grupo de 717 adolescentes italianos que vivían en proximidad a la industria de ferromanganeso, investigaron las relaciones entre Mn en muestras ambientales (como partículas en el aire, suelo superficial, polvo doméstico interior y exterior) y muestras biológicas (incluyendo sangre, cabello, uñas, saliva y orina). En el análisis de regresión multivariable ajustado por edad y sexo del niño, encontraron que un aumento del 10 % en el Mn del suelo estaba asociado con aumentos del 3,0 % en el Mn de las uñas (intervalo de confianza del 95 %: 1,1 % - 4,9 %) y del 1,6 % en el Mn de la saliva (intervalo de confianza del 95 %: -0,2 % - 3,4 %). Utilizando la regresión de suma cuantil ponderada (WQS), se determinó que el mayor Mn del suelo y del polvo exterior contribuyeron en mayor medida al aumento del Mn en las uñas (pesos WQS: 0,61 y 0,22 respectivamente, de un total de 1,0). Por otro lado, el mayor Mn del aire y del suelo fueron los principales factores relacionados con el aumento del Mn en la saliva (pesos WQS: 0,65 y 0,29, respectivamente). Estos resultados podrían ser útiles para seleccionar biomarcadores en futuros estudios epidemiológicos y para desarrollar estrategias de intervención en poblaciones expuestas (Butler et al, 2019).

Spiš, Slovakia

Se llevaron a cabo análisis de distintos metales pesados, como el Mn en suelos y plantas de cuatro tipos de ecosistemas diferentes: bosques, pastizales, ecosistemas agrícolas y urbanos, ubicados a distintas distancias de la fuente de contaminación.

El objetivo fue evaluar y comparar la contaminación del suelo en estos diferentes entornos, así como determinar la potencial acumulación de metales pesados en las plantas según su hábitat. Se observaron correlaciones entre los metales pesados en los suelos que variaban según el tipo de ecosistema, y se encontraron correlaciones significativas entre el suelo y las plantas, especialmente para el manganeso. Para evaluar el nivel de contaminación ambiental en el área de estudio, se utilizaron índices como el factor de contaminación (Cf), el grado de contaminación (Cd) y el índice de carga contaminante (PLI). Se determinó que todos los ecosistemas estudiados estaban clasificados como moderadamente contaminados, con la excepción del agroecosistema, que se identificó como un entorno con baja contaminación, el Mn con 459 hasta 3,465 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Demková et al, 2017).

Ohio, Estados Unidos

En este estudio se empleó un modelo de ecuaciones estructurales para investigar las diversas fuentes y rutas de exposición al Mn entre niños que viven cerca de una refinería de ferromanganeso en Marietta, Ohio. La hipótesis planteada fue un modelo de vía de exposición mediante inhalación al aire ambiente de Mn. Los datos para el análisis del modelo se obtuvieron de participantes en el Estudio de Exposición de Investigación Activa de Comunidades (CARES) realizado en 2009. Estos datos incluyeron niveles de Mn en suelos y polvo residenciales, concentraciones de Mn en el cabello de los niños, información sobre la cantidad de tiempo que los niños pasaban al aire libre, así como detalles sobre la calefacción y el aire acondicionado en el hogar, y el nivel educativo de los padres. La concentración de Mn en el cabello fue la principal variable endógena utilizada para evaluar las posibles vías teóricas de exposición por inhalación. El modelo les indicó que el Mn del polvo doméstico contribuía significativamente al Mn del cabello infantil (0.096–7.38 $\mu\text{g g}^{-1}$). El Mn en el suelo (94–2,229 $\mu\text{g g}^{-1}$) contribuyeron significativamente a la cantidad de Mn en el polvo doméstico. Estos hallazgos ofrecen un marco prometedor para entender la posible ruta de exposición por

inhalación de los niños expuestos al manganeso del aire ambiente, especialmente aquellos que residen en proximidad a una fuente industrial de emisiones (Fulk et al., 2017).

Yulin, China

El carbón es una fuente de energía primaria en el mundo. Las emisiones de metales potencialmente tóxicos (PTM) procedentes de la minería y la combustión del carbón plantean un grave problema de salud pública. Para cuantificar y evaluar el efecto de los PTM en la salud infantil, midieron las concentraciones de Mn y otros metales, ligados al suelo urbano y se determinó el polvo de la calle y se recolectan los niveles de plomo en sangre de estos PTM en 229 niños (0 a 6 años) de la ciudad minera de carbón de Yulin, China. Las bioaccesibilidades pulmonares in vitro de las PTM se evalúan mediante líquido lisosomal artificial y solución de Gamble, y las bioaccesibilidades gastrointestinales mediante el método BAGRE unificado (UBM); Se examinan las correlaciones entre la especiación química de los PTM y su bioaccesibilidad, y se estudian sistemáticamente los riesgos para la salud de los niños (de 0 a 6 años). Se observó correlaciones significativas entre las bioaccesibilidades (pulmonar y gastrointestinal) y las fases unidas a hidróxido y carbonato de Fe/Mn, que son factores clave que influyen y determinan la bioaccesibilidad de los PTM. Y como resultado de Mn obtuvieron que la total concentración en el suelo urbano fue de 152.70 hasta 663.40 $\mu\text{g g}^{-1}$, la total concentración en polvo de calle fue de 186.30 hasta 560.10 $\mu\text{g g}^{-1}$. Aunque los riesgos cancerígenos y no cancerígenos de la mayoría de los PTM están por debajo del nivel aceptable. Sugieren que se tomen más medidas para reducir la exposición de los niños a las PTM mediante tecnología de energía sostenible, limpia y ecológica para la minería del carbón, especialmente para los bebés de 1 a 2 años (He et al, 2020).

Polonia

En este estudio, se describe la influencia de un vertedero de cenizas metalúrgicas en el ambiente del suelo y la atmósfera. Los investigadores llevaron a cabo muestreos de suelo a lo largo de una línea que se extendía desde el vertedero de cenizas, considerado peligroso y sin protección, hasta las tierras cultivables adyacentes. Se recolectaron muestras de suelo a tres profundidades diferentes: 0–20 cm, 20–40 cm y 40–60 cm, y se analizaron las concentraciones pseudototales de manganeso y otros elementos en cada muestra. Además, se midieron las emisiones de metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂) en cada sitio de muestreo, todas tomadas en el mismo día y durante un período de seis minutos en cada lugar. Los resultados obtenidos mostraron que las concentraciones de manganeso y otros elementos superaron ampliamente los valores naturales y típicos de los suelos locales en el sur de Polonia. Además, se observó que los valores de manganeso superaron los niveles naturales, con concentraciones que oscilaron entre 299.2 µg g⁻¹ hasta 2,616.3 µg g⁻¹, según los parámetros estadísticos aplicados a las muestras de suelo. El estudio de evaluación del vertedero de cenizas puso de manifiesto un marcado grado de contaminación del suelo con metales pesados. Esta contaminación, combinada con los cambios en el entorno del suelo, podría resultar en la migración de contaminantes hacia las áreas circundantes, lo que, a su vez, representaría una amenaza ambiental significativa, especialmente para los organismos vivos. Por consiguiente, se subraya la necesidad de realizar estudios adicionales para evaluar tanto la calidad del suelo como la lixiviación de metales pesados desde el vertedero (Twaróg et al., 2020).

Puisaye y Betherlange, Francia

Este estudio examinó la contaminación de suelos actuales debido a la actividad metalúrgica previa y actual en dos sitios en “Bourgogne-Franche Comté”, Francia. Se evaluó la presencia de manganeso y otros metales, así como la movilidad de estos desde las escorias hasta la superficie del suelo. Los resultados mostraron un

enriquecimiento significativo de Fe y Mn en comparación con suelos de referencia. El análisis químico de las escorias reveló altos niveles de estos metales, relacionados con su mineralogía. Se observó una difusión vertical limitada de los metales en el suelo, y se exploró el fraccionamiento de metales y su disponibilidad ambiental. Los resultados del estudio indicaron que el Mn generalmente se encuentra en formas reducibles o asociadas con la fracción residual del suelo, mostrando una menor absorción en la materia orgánica (MO) o presentándose en formas fácilmente intercambiables. Específicamente, en el área de Puisaye, la concentración total de Mn en el suelo tuvo una desviación estándar (SD) de 1,877 $\mu\text{g g}^{-1}$, con un promedio de 3,522 $\mu\text{g g}^{-1}$. En Betherlange, la SD fue de 3,869 $\mu\text{g g}^{-1}$, con un promedio de 2,873 $\mu\text{g g}^{-1}$. A partir de las concentraciones de metales fácilmente intercambiables en el suelo, se identificaron riesgos ecológicos de bajo a medio en los sitios investigados (Amnai et al., 2021).

Sydney, Australia

A pesar de las preocupaciones actuales sobre los riesgos de exposición a metales traza y metaloides (metales traza) procedentes del polvo interior, investigadores han llevado a cabo investigaciones limitadas que examinan sus fuentes y su relación con los suelos exteriores. En este estudio, determinaron las concentraciones de Mn junto con otros elementos y sus vías de acceso a los hogares en Sydney, Australia. Utilizando muestras de polvo interior de casa ($n = 166$), suelo de jardín ($n = 166$) y polvo de carreteras ($n = 51$), los investigadores encontraron que todas las concentraciones de metales traza eran más elevadas en el interior que en sus homólogos del suelo del jardín. El resultado de Mn de interés para mí, les mostró concentraciones en el suelo de jardín que oscilaron entre 13 hasta 859 $\mu\text{g g}^{-1}$, y en el polvo de carreteras entre 268 hasta 842 $\mu\text{g g}^{-1}$. Este estudio ilustra el origen, la relación y el destino de los metales traza entre ambientes interiores y exteriores. Los hallazgos proporcionan información crucial para comprender y abordar exposiciones potencialmente tóxicas a metales traza en el entorno doméstico (Ibañez-Del Rivero et al., 2023).

Ciudad de Asuán, Egipto

Se llevó a cabo una evaluación del nivel de contaminación por metales pesados en el polvo interior y se examinó su relación con el entorno exterior en la ciudad de Asuán, Egipto. Investigadores recolectaron muestras de polvo caído en el exterior, así como polvo de interiores y de la calle, en dos ubicaciones ambientales diferentes. Se analizaron las concentraciones totales y extraíbles (solubles) de Mn y otros elementos en los tres tipos de muestras de polvo, utilizando espectroscopia de absorción atómica para medir el contenido de metal. Los resultados de polvo en carreta revelaron una contaminación de Mn, con concentraciones que variaron entre un rango de $10.2 \mu\text{g g}^{-1}$ y una desviación estándar de $35.65 \mu\text{g g}^{-1}$. Las proporciones de concentración en interiores y exteriores mostraron una amplia variabilidad entre diferentes metales y entre diferentes residencias. Se observó que un factor de enriquecimiento del metal explicaba la singularidad de estos elementos. Además, las fracciones solubles de los metales pesados estudiados parecían ser más bajas en comparación con las concentraciones totales de metales presentes (Rashed et al., 2008).

Baoji, China

Se llevó a cabo un análisis del polvo de las calles recolectado en Baoji, ubicado en el noroeste de China, en busca de Mn y otros elementos. Se utilizó espectrometría de fluorescencia de rayos X dispersiva de longitud de onda PANalytical PW-2403 para este propósito, y se evaluó el nivel de contaminación de metales pesados utilizando varios índices, como el índice de geoacumulación (Igeo), el factor de enriquecimiento (EF), el índice de contaminación (PI) y el índice integrado de contaminación (IPI). Los resultados señalaron que el polvo de las calles en Baoji presenta concentraciones elevadas de metales en general en comparación con el suelo chino. Además, las concentraciones de metales pesados investigadas en este estudio se compararon con datos reportados de otras ciudades. Los resultados obtenidos del cálculo Igeo y EF para metales pesados revelan que el Mn presenta

concentraciones que oscilan entre 544.50 y 2335.80 $\mu\text{g g}^{-1}$. Tanto el Igeo como el EF para Mn y Ni son bajos, lo que indica una ausencia significativa de contaminación por Mn y Ni en el polvo de las calles según los resultados de la evaluación realizada en este estudio (Lu et al., 2009).

Witbank, Africa

El polvo de las calles es una fuente importante de partículas inhalables en áreas urbanas, y su contaminación plantea preocupaciones para la salud pública. Se realizó un estudio en 46 ubicaciones en el área de Witbank, Sudáfrica, para examinar cómo las emisiones de polvo atmosférico, junto con otros factores como el tráfico y las fundiciones, contribuyen a la presencia de metales tóxicos en el polvo de las calles. Esta región, conocida por sus minas de carbón y centrales eléctricas, fue seleccionada debido a su alta actividad industrial. El polvo se recolectó de superficies de asfalto o hormigón para evitar la contaminación adicional. El análisis que realizaron indica la presencia de tres fuentes principales de contaminación en el área de Witbank. La primera está relacionada con el tráfico rodado, que contribuye a altas concentraciones de diversos metales, especialmente en la localidad de Witbank. La segunda fuente se asocia a la industria de fundición de metales, que emite Mn y otros elementos, con mayores puntuaciones de factor observadas cerca de las operaciones de fundición en Ferrobank, Highveld y Clewer. La tercera fuente probable de contaminación son las cenizas volantes provenientes de las centrales eléctricas de carbón y los vertederos correspondientes. Como resultado, las concentraciones de Mn en el polvo callejero de Witbank oscilan entre 610 hasta 20,000 $\mu\text{g g}^{-1}$, según los parámetros estadísticos descriptivos realizados por los investigadores (Žibret et al., 2013).

Harbin, China

En este estudio llevado a cabo por investigadores, se recolectaron un total de 118 muestras de polvo de la ciudad de Harbin, China, reconocida como uno de los principales centros industriales y destinos turísticos. Los resultados sugieren que las concentraciones de Mn oscilan entre 238.29 hasta 1,164.59 $\mu\text{g g}^{-1}$, con una media de $1,745.34 \pm 153.22 \mu\text{g g}^{-1}$. Se concluye que el Mn y otros elementos presentes pueden atribuirse a fuentes naturales. Además, los cocientes de riesgo para la salud son inferiores a 1, y los índices de riesgo para personas mayores y niños son 0.129 hasta 0.852, respectivamente. Se observó que los niños presentaban un riesgo no cancerígeno más alto que las personas mayores, aunque ambos grupos tenían riesgos cancerígenos inferiores a 1×10^{-6} . Se estableció una dosis de referencia para diferentes vías de exposición a metales pesados, como el Mn por ingestión, inhalación y dérmica. Los resultados indicaron que el polvo de las calles no representaba un peligro potencial para la salud de los habitantes. Sin embargo, se encontraron niveles detectables de Cu, Zn, Pb, Cr, Ni y Cd en el polvo de las calles de la región estudiada, influenciados por fuentes industriales, tráfico y combustión doméstica de carbón. Además, se observó que el material original del suelo afectaba los niveles de manganeso. Se implementó un modelo llamado PMF (Positive Matrix Factorization) para identificar las fuentes de contaminación del polvo de las calles, lo que mejoró la confiabilidad y precisión de la determinación de dichas fuentes y presentó algunas aplicaciones potenciales (Yu et al, 2022).

Al-Zafaraniya, Irak

En el área de Al-Zafaraniya, ubicada al sureste de la capital Bagdad, se llevó a cabo un estudio entre octubre de 2021 y abril de 2022 para evaluar la presencia de elementos pesados, como el Mn en el polvo de las calles, durante tormentas y en suspensión en el aire. Se seleccionaron cuatro sitios de muestreo, identificados como A, B, C y D, que representaban áreas de actividad industrial, talleres de servicios, actividad comercial y zonas residenciales, respectivamente. Los

resultados revelaron que la concentración promedio de Mn en las muestras de polvo de las calles fue de $489.8 \mu\text{g g}^{-1}$. Además, se observó una variabilidad en la presencia y concentración de estos elementos en los tres tipos de polvo, lo que sugiere interacciones que contribuyen a la exposición continua de la atmósfera urbana a metales peligrosos para la salud humana y los componentes del ecosistema. Se concluyó que varios factores ambientales, como la temperatura, la humedad, las corrientes de aire, las marejadas locales y regionales, y la distribución irregular de la vegetación, podrían ser responsables de las diferencias en los niveles de elementos pesados y su presencia en el polvo de las calles, durante tormentas y en suspensión en el aire (Aljewari and Salman, 2023).

Recife, Brasil

En esta investigación, se examinaron las concentraciones de metales en el polvo de las calles de una de las principales ciudades de Brasil, con el propósito de identificar y cuantificar las fuentes de contaminación. También se evaluó la bioaccesibilidad de los metales y los riesgos tanto (no) cancerígenos para los seres humanos. Se recolectaron 36 muestras de polvo en la región metropolitana de Recife. Los resultados indicaron que el tráfico era el principal factor que influía en la distribución y acumulación de metales en el polvo de las calles. Se observó una contaminación de moderada a intensa por Mn en el polvo, con concentraciones que oscilaban entre 229.0 y $423.0 \mu\text{g g}^{-1}$, representando un riesgo ecológico potencial muy alto. La vía principal de exposición variaba según el metal, siendo la inhalación y el contacto dérmico las principales para Mn y Cr respectivamente. Se encontró que los niños enfrentaban un mayor riesgo en comparación con los adultos. Además, se identificó que el cromo era el metal que generaba mayores preocupaciones para la salud de la población urbana, con probabilidades de escenarios de riesgo cancerígeno inaceptables del 27% para niños y del 4% para adultos (Lima et al., 2023).

Suwalki, Polonia

En este estudio, se realizó un análisis del contenido y la distribución espacial de los metales pesados (HM) en el polvo de las calles de Suwałki, una ciudad en el noreste de Polonia. Se evaluó el contenido de HM en el polvo utilizando índices geoquímicos como el índice geoquímico (Igeo), el factor de enriquecimiento (EF) y el factor de contaminación (CF), además de identificar las fuentes locales de HM mediante métodos quimiométricos. Se encontró que los promedios de los contenidos de HM en el polvo, especialmente de Mn, oscilaban entre 63.68 y 397.33 $\mu\text{g g}^{-1}$, con un promedio de 194.78 $\mu\text{g g}^{-1}$. Se observó que los metales estaban distribuidos de manera heterogénea en la ciudad, con áreas con altos contenidos de Cr, Cu, Ni, Zn y Pb, principalmente en la zona central y oriental, donde hay una alta densidad de tráfico, presencia de centros comerciales, edificios administrativos y paradas de autobús. Los análisis estadísticos identificaron dos fuentes de contaminación: una asociada a la actividad industrial local y el tráfico vehicular, y otra relacionada con fuentes naturales (Skorbiłowicz et al., 2023).

Zawiya, Libia

Se llevaron a cabo muestreos de polvo callejero en 31 ubicaciones distintas clasificadas en cuatro grupos en Zawiya, Libia, que abarcaban diversos ámbitos como tráfico, centro de la ciudad, depósitos de chatarra, refinería de petróleo, agricultura y actividades domésticas. Dada la significativa influencia de los elementos potencialmente tóxicos (PTE) presentes en el polvo de la calle en la salud, el propósito de esta investigación es explorar las fuentes, niveles de contaminación y riesgos para la salud humana asociados con los PTE. Para ello, se empleó un dispositivo de fluorescencia de rayos X de distribución de longitud de onda para determinar las concentraciones de PTE. Se analizaron la distribución espacial, niveles de contaminación, fuentes y riesgos para la salud humana derivados de los PTE presentes en el polvo de las calles. Se encontró que la composición de PTE en el polvo de la calle seguía la secuencia

Cr>Mn>Zn>Pb>Cu>Ni>Co. Los resultados para Mn fueron de 31.34 hasta 75.83 $\mu\text{g g}^{-1}$, $43.73 \pm 9.19 \mu\text{g g}^{-1}$. No se identificó un riesgo significativo de cáncer a lo largo de la vida debido a la exposición a PTE en el polvo de la calle en Zawiya, con cada cociente de peligro (HQ) e índice de peligro (HI) para todos los PTE siendo inferiores a 1, indicando una exposición no cancerígena insignificante tanto para adultos como para niños. En resumen, los elementos Zn, Pb, Cu, Mn y Cr fueron los principales contribuyentes a la varianza total en el análisis de componentes principales (PCA) y mostraron correlaciones positivas. Aunque se observó una mayor influencia de fuentes antropogénicas que naturales en el área de estudio, no se detectaron riesgos para la salud asociados (Ulutas, 2023).

2.3. Estudios en México.

Hermosillo, Sonora

En un estudio realizado por Schiavo et al. (2021), en la figura 2, se presentan los ambientes escolares del desierto de Sonora, se encontraron niveles inusualmente altos de manganeso (Mn) en el polvo, con origen geológico, comparables a los registrados en sitios industriales. Se evaluó el riesgo no cancerígeno para los niños expuestos al Mn durante dos temporadas de muestreo, antes y después del monzón. Determinaron el contenido total de Mn en las muestras de polvo escolar utilizando fluorescencia de rayos X portátil (PXRF), y se emplearon índices geoquímicos para identificar las fuentes de Mn. La mineralogía del polvo se examinó mediante difracción de rayos X (DRX), y se realizó una evaluación de la bioaccesibilidad oral y pulmonar mediante pruebas in vitro. Los resultados mostraron que el contenido total de Mn fue considerablemente mayor ($1725,7 \mu\text{g g}^{-1}$) en la fracción de tamaño de polvo escolar $<20 \mu\text{m}$ antes del monzón en comparación con la temporada posterior al monzón ($582,9 \mu\text{g g}^{-1}$). Además, durante la temporada previa a los monzones, se observaron valores de cociente de peligro (HQ) e índice de peligro (HI) para el Mn superiores a 1, indicando un posible riesgo para la salud. La bioaccesibilidad oral y pulmonar del Mn también mostró diferencias

significativas entre las temporadas de muestreo, con un comportamiento opuesto al contenido total de Mn. La bioaccesibilidad gástrica/intestinal máxima para el Mn varió entre 10,6/1,7 % antes del monzón y 28,5/9,0 % después del monzón. En el líquido pulmonar simulado, la bioaccesibilidad máxima del Mn osciló entre el 15,6% antes del monzón y el 64,1% después del monzón. Esta variabilidad podría atribuirse a diferencias en la mineralogía del Mn, con predominio de todorokita en el polvo previo al monzón y una fase desconocida en el polvo posterior al monzón. Estos hallazgos resaltan la importancia de considerar el muestreo estacional en la evaluación de riesgos en áreas áridas, donde los procesos de resuspensión de polvo son comunes (Schiavo et al., 2021).

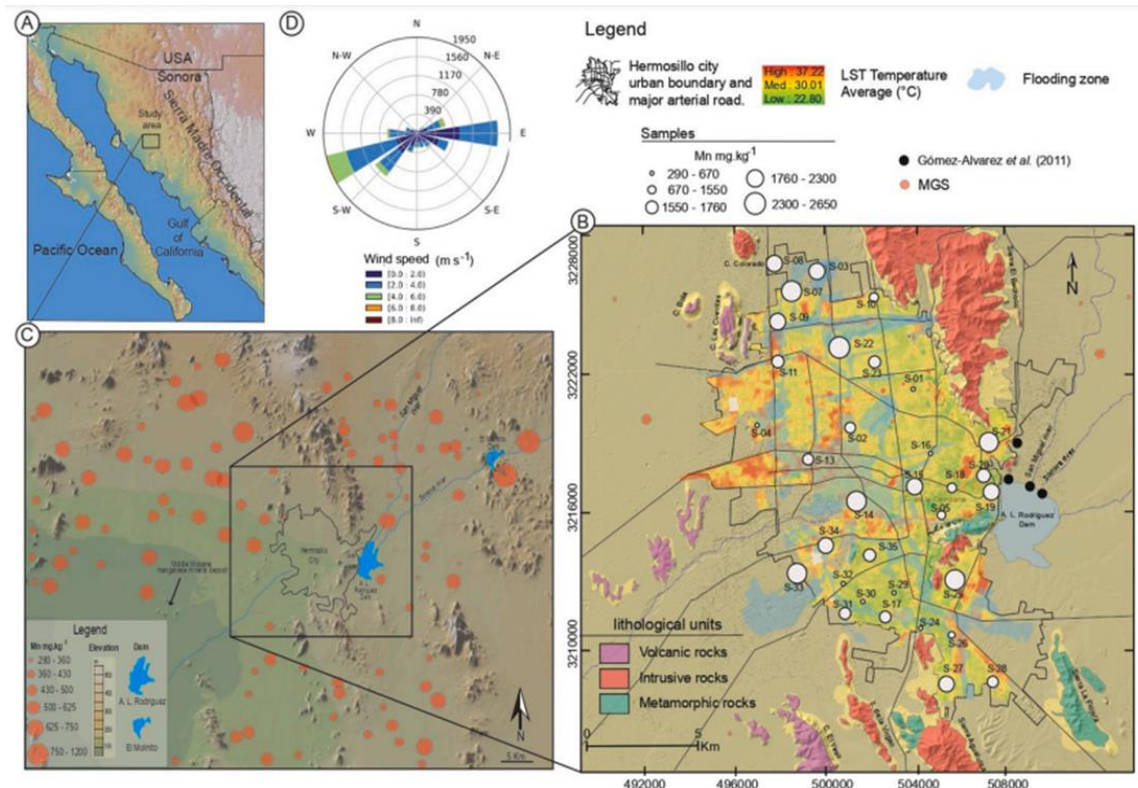


Figura 2. Schiavo et al. (2021) nos muestran en esta figura que, (A) La ubicación de Hermosillo en el desierto de Sonora, México; (B) La distribución del Mn en los sedimentos alrededor de la zona urbanizada, con un depósito en el oeste y corrientes fluviales que llevan sedimentos hacia las presas en el este; (C) Puntos de muestreo de polvo en escuelas (círculos blancos) y suelos utilizados como referencia (círculos naranjas); (D) Un gráfico de la rosa de los vientos de 2016 que muestra la erosión eólica recopilada con muestreadores BSNE (De la Parra, 2008), representada por isolíneas de color gris claro.

Molango de Escamilla, Hidalgo

Rodríguez-Agudelo et al. (2006) estudiaron a 288 personas individuales (168 mujeres y 120 hombres) de ocho comunidades ubicadas a diferentes distancias de las instalaciones de extracción o procesamiento de manganeso en el distrito de Molango. Midieron las concentraciones de manganeso en partículas en el aire, agua, suelo y cultivos y evaluaron las posibles rutas de exposición al Mn. El manganeso extraíble mediante DTPA en suelos osciló entre 6 y 280 $\mu\text{g g}^{-1}$ y las medias fueron mayores cercanas a la extracción de Mn. Molango, México, alberga uno de los depósitos de manganeso (Mn) más importantes en América del Norte, que ha sido explotado desde 1962 (Aldape et al., 1999; Okita et al., 1988). Dada la alta mineralización en Molango, resulta interesante para Juárez-Santillán (2010) examinar las estrategias adoptadas por la flora local para sobrevivir y proliferar en este entorno. El suelo y los sedimentos exhibieron características de alcalinidad moderada y condiciones reductoras, junto con una conductividad eléctrica estándar y una textura predominantemente arenosa, además de presentar capacidades de intercambio catiónico en el rango medio a alto. Estas condiciones propiciaron la presencia de Mn^{2+} , la forma más fácilmente absorbida por las plantas, y una concentración total de Mn que variaba entre 11,637 y 106,104 $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco.

2.4. Estudio de Mn en Torreón, Coahuila

A la fecha se han realizado pocos estudios de Mn en la zona urbana de Torreón y/o de las ciudades hermanas de la Zona Metropolitana de la Laguna. Por ejemplo, se tiene el estudio realizado por Instituto Nacional de Ecología (PROAIRE, 2015), en el que reportan niveles de Mn en el aire mayormente por debajo del límite de detección, hasta máximos de 0.02 a 0.11 $\mu\text{g m}^{-3}$.

Pérez et al (2012), reportó un promedio de 0.085 $\mu\text{g m}^{-3}$, comparable al de Gómez-Palacio de 0.087 $\mu\text{g m}^{-3}$.

En el mismo reporte del Instituto Nacional de Ecología (PROAIRE, 2015), se reportan niveles de Mn en muestras de suelo en 7 estaciones urbanas. Los

resultados van desde 196 hasta 673.3 $\mu\text{g g}^{-1}$ (494.7+-163.5). Por otro lado, se tiene un siguiente estudio en el que reportan niveles de Mn en muestras de polvo con mínimos de 382.5 a 604.2 $\mu\text{g g}^{-1}$, con un promedio de 466.2+-73.5 $\mu\text{g g}^{-1}$.

Soto-Jiménez y Flegal (2011) colectaron muestras de suelos superficiales y de polvos urbanos en 2005-2006, para el análisis de distintos metales. Aunque en su publicación reportan datos de Cd, Pb y Zn, los autores también analizaron Mn. Los datos no publicados de Mn, muestran que este metal varió desde 590 a 1,655 $\mu\text{g g}^{-1}$, sin una clara tendencia a disminuir o aumentar con la distancia de Met-Mex. En tanto, en zonas rurales los niveles variaron de desde 362 a 506 $\mu\text{g g}^{-1}$.

III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Entre las problemáticas a investigar en este Proyecto se encuentra la incidencia en materia de salud y ambiente para lograr justicia para La Laguna, incluyendo la presencia de niveles de riesgo de elementos potencialmente tóxicos (EPTs), y material particulado fino (PMs: PM10, PM2.5) en ambientes urbanos de la zona metropolitana de la Laguna. Entre los EPTs se incluye plomo (Pb), cadmio (Cd), zinc (Zn) arsénico (As), manganeso (Mn) y antimonio (Sb), entre otros.

IV. HIPÓTESIS

Dado que existen múltiples fuentes de emisión de Mn, como la quema de combustibles fósiles, el tráfico y actividades industriales, especialmente la fundición y refinación de metales no ferrosos, se anticipa que los niveles de concentración de este metal en diversas matrices ambientales en la zona urbana de Torreón, Coahuila, estén por encima de valores naturales y/o de referencia.

V. OBJETIVOS

5.1. Objetivo General

Determinar los niveles de Mn en matrices ambientales en la zona urbana de Torreón, Coahuila.

5.2. Objetivos Específicos

- Examinar la cantidad total y bioaccesible de Mn en suelos superficiales en el entorno urbano de Torreón.
- Analizar la cantidad total y bioaccesible de Mn en polvo de calles en el entorno urbano de Torreón.
- Contrastar las concentraciones de Mn con los niveles presentes en suelos no afectados y áreas urbanas sin impacto reportados en estudios nacionales e internacionales.

VI. MARCO TEORICO

6.1. Generalidades del Mn

El Manganeseo (Mn), como elemento traza, es esencial para mantener la salud en cantidades adecuadas, siendo su ingestión a través de alimentos y agua necesaria. Sin embargo, la exposición a niveles excesivos, derivados de fuentes como la contaminación del aire en entornos industriales, la ingesta de agua o alimentos contaminados, puede resultar perjudicial, especialmente para la función cerebral. Se ha identificado presencia de Mn en una cantidad significativa de sitios ambientales prioritarios según la Agencia de Protección Ambiental (EPA), destacando su relevancia en la problemática ambiental. En términos de salud, la ingesta adecuada de Mn es crucial, si bien la exposición a niveles altos puede tener efectos perjudiciales en el sistema nervioso y la reproducción. Aunque no se ha

establecido una relación clara entre la exposición al Mn y el cáncer, estudios sugieren posibles impactos en el desarrollo neurológico de los niños expuestos a niveles elevados. Para reducir el riesgo de exposición, se recomienda una dieta equilibrada, especialmente en niños, y precauciones en entornos laborales donde la presencia de Mn es alta. Además, existen recomendaciones gubernamentales para controlar los niveles de Mn en el agua potable y el aire, buscando proteger la salud pública de sus efectos adversos (ATSDR, 2012).

La intoxicación por Mn se ha relacionado con la duración y la intensidad de la exposición, y estudios epidemiológicos han demostrado una correlación entre la disfunción neurológica y la exposición acumulativa a lo largo de la vida (Lucchini et al., 1995, 1999; Roels et al., 1992). Es importante destacar que los primeros signos de intoxicación pueden ser sutiles (Bowler et al., 2006), y las pruebas psicomotoras se consideran más sensibles que los exámenes neurológicos estándar para detectar los efectos en el sistema nervioso central en trabajadores expuestos (Roels et al., 1987, 1992).

6.2. Fuentes de Mn en el ambiente

6.2.1. Naturales

El Mn está presente en más de 100 minerales naturales, incluyendo óxidos, carbonatos y silicatos, siendo la pirolusita el mineral más común (Gadd, 2010). Estos minerales, principalmente óxidos de Mn, se forman como resultado de procesos de meteorización terrestre y se encuentran en diversos ambientes en todo el mundo, presentando una amplia gama de características morfológicas, químicas y físicas. Las condiciones favorables para la presencia de Mn^{2+} en suelos y sedimentos incluyen moderada alcalinidad, condiciones reductoras, conductividad eléctrica normal y textura arenosa, junto con capacidades medias a altas de intercambio catiónico (Juarez-Santillan et al., 2010). La mayoría de los minerales de Mn explotables provienen de respiraderos hidrotermales asociados con rocas volcánicas intermedias (Das A. et al, 2011).

Las bacterias que oxidan el Mn (II) son comunes en la naturaleza y se encuentran en una variedad de entornos ambientales, como se indica en la Tabla 1. Estas bacterias son más notables cuando hay una cantidad adecuada de Mn (II) disponible, como en áreas donde hay transiciones entre condiciones oxidadas y anóxicas, o en respiraderos hidrotermales. Su papel en la biogeoquímica local es más significativo en entornos donde el ciclo del Mn es rápido, es decir, donde las reacciones entre Mn (II) y Mn (III,IV) ocurren rápidamente sin que se acumule un producto reactivo específico. Estos entornos incluyen suelos y sedimentos, donde los óxidos de Mn recién formados pueden interactuar rápidamente con otras sustancias reducidas y, a su vez, ser reducidos en el proceso. Este ciclo rápido del Mn también puede afectar otros ciclos biogeoquímicos, como los del hierro, azufre y carbono, sin dejar un rastro evidente en los perfiles geoquímicos. Por ejemplo, se estima que el Mn podría reciclarse entre 100 y 300 veces durante el proceso de remineralización de la materia orgánica en los sedimentos costeros antes de ser finalmente enterrado (Canfield et al., 1993).

Tabla 1. Entornos propensos a contener bacterias que oxidan el Mn (II).

Vidrios de basalto (superficies desgastadas)
Penachos de respiraderos hidrotermales
Depósitos de respiraderos hidrotermales
Sedimentos metalíferos asociados con la expansión de las dorsales medioceánicas
centros
Nódulos y concreciones de ferroMn en océanos, lagos y suelos.
Interfaces óxico-anóxicas (Mar Negro, sedimentos, fiordos)
Barniz desierto
Zonas hiporreicas (sedimentos de ríos y arroyos)

6.2.2. Antropogénicas

La exposición a niveles elevados de Mn suele ocurrir principalmente por inhalación de fuentes industriales, lo que puede resultar en una acumulación elevada del metal en todos los tejidos del cuerpo (Williams et al., 2012). Esta acumulación excesiva de Mn en el sistema nervioso central (SNC) puede desencadenar el desarrollo de manganismo, un trastorno que se asemeja a la enfermedad de Parkinson idiopática (EPI) en sus manifestaciones clínicas y produce efectos neurológicos adversos tanto en animales de laboratorio como en seres humanos (Dobson et al., 2004). La sobreexposición e inhalación de Mn también pueden provocar síntomas como neumonía, disminución de la libido y daño al esperma (Hobbesland et al., 1997; Yamada et al., 1986). Esta exposición puede ser grave y perjudicial, y aunque se considera que los bebés y los niños están particularmente en riesgo, la exposición al Mn no se limita a ningún grupo de edad o género específico. La presencia de Mn en el medio ambiente, a través de gasolina, fertilizantes, agua, alimentos y otras sustancias, lo convierte en una fuente potencial de contaminación por inhalación y consumo para la población en general (Oulhote et al., 2014).

6.2.3. Manganismo

Durante casi dos siglos, se han registrado casos de intoxicación por Mn en todo el mundo, dando lugar a una enfermedad neurológica grave y debilitante conocida como manganismo, similar a la enfermedad de Parkinson. El Mn es un elemento esencial regulado por mecanismos homeostáticos en el cuerpo humano, que controlan su absorción y excreción para mantener rangos fisiológicos y prevenir tanto la deficiencia como la intoxicación (Roth, 2006). Aunque el manganismo se manifiesta típicamente después de una exposición aguda y de alto nivel, se han observado también disminuciones subclínicas y subfuncionales en pruebas neuropsicológicas en contextos de exposición de menor nivel, lo que sugiere un riesgo de enfermedades neurológicas como el Parkinson con exposición crónica a niveles bajos a lo largo de la vida. James Couper (1837) proporcionó la primera descripción clara de los efectos neurológicos adversos del Mn en cinco hombres escoceses que trabajaban moliendo mineral de dióxido de Mn en 1837. En aquel entonces, el uso industrial del Mn era limitado y se empleaba para producir 'polvo blanqueador'. Couper destacó síntomas como la paraplejía, expresión facial vacía y dificultades en el habla en los casos observados, sin la presencia de temblores u otras deficiencias sensoriales (Lucchini, 2009).

Varias décadas después, Von Jaksch (1909) describió un caso similar al de Couper, pero con un marcado temblor en la mano derecha, introduciendo el término "caminar del gallo" asociado con el manganismo. Aunque inicialmente se diagnosticó erróneamente la enfermedad como esclerosis múltiple, revisiones posteriores confirmaron al Mn como la causa de la enfermedad neurológica y propusieron criterios de diagnóstico (Edsall et al. 1919). Posteriormente, se identificaron síntomas psiquiátricos conocidos como locura manganésica o "locura del Mn" (Cotzias 1958). Y Rodier (1955) identificó tres etapas clínicas en un estudio que involucró a 115 mineros subterráneos. La fase prodrómica se caracterizaba por síntomas subjetivos como astenia general, anorexia y apatía, seguidos de excitación mental y sexual, con la impotencia como síntoma más común. La fase

intermedia mostraba síntomas neurológicos objetivos, incluyendo trastornos del habla como disartria, tartamudez y eventual mutismo, junto con cambios en la expresión facial y en la marcha. La fase establecida evidenciaba progresión de los síntomas, incluyendo el "andar del gallo", temblores, hipertonicidad muscular, debilidad y distonías. Desde entonces, numerosos casos de manganismo han sido documentados, especialmente en trabajadores de fundiciones y mineros, con diversas vías de absorción y complejidades en las mediciones de exposición (Smith et al. 1973; Smith et al. 2007).

6.3. Normas Mexicanas (NMX)

NMX-AA-132-SCFI-2006. Esta Norma Mexicana establece las especificaciones técnicas para la obtención y manejo de muestras que permitan la caracterización de suelos del área de estudio, a través de la identificación y cuantificación de metales y metaloides (SEGOB, 2017).

6.4. Normas y Regulaciones Ambientales Internacionales

Normativa de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA), la cual establece estándares y regulaciones para proteger la calidad del aire, el agua y el suelo en Estados Unidos. Estas regulaciones incluyen límites para la emisión de Mn y otros contaminantes por fuentes industriales y de otra índole.

Estas normativas y regulaciones son fundamentales para orientar las acciones de gestión y mitigación de la contaminación por Mn, asegurando así la protección de la salud pública y el medio ambiente (USEPA, 1997).

VII. METODOS

7.1. Área de estudio

La zona urbana de Torreón, Coahuila (Comarca Lagunera), está localizada al norte de México, entre el suroeste de Coahuila y el noreste de Durango. Sus coordenadas geográficas corresponden a 24° 22' de latitud norte y 102° 22' de longitud oeste; tiene una altitud de 1,120 metros sobre el nivel del mar. Geográficamente la región lagunera está formada por una enorme planicie semidesértica de clima caluroso y con un alto grado de aridez, cuenta con pocas prominencias orográficas, pero que tienen mucha importancia no obstante que son sierras y cerros de mediana elevación. La Laguna, como comúnmente es conocida esta región, está integrada por 16 municipios, 11 del estado de Durango y 5 de Coahuila.

La Comarca Lagunera con una extensión territorial de 10,598.167 km², tiene una población de 1,434,283 habitantes de acuerdo con el censo del 2020 (Economía, 2020). Está conformada por 6 municipios del Estado de Coahuila (Torreón, Matamoros, Francisco I. Madero, San Pedro de las Colonias, Viesca y Parras de la Fuente) y 15 municipios del Estado de Durango (Gómez Palacio, Lerdo, Tlahualilo de Zaragoza, Mapimí, San Pedro del Gallo, San Luis del Cordero, Nazas, General Simón Bolívar, San Juan de Guadalupe, Cuencamé, Peñón Blanco, Santa Clara, Rodeo, Hidalgo e Indé). La mayor parte de la población se concentra en la Zona Metropolitana de la Laguna (ZML), conformada por las cabeceras municipales de los municipios de Torreón, Gómez Palacio, Lerdo, Matamoros y Francisco I. Madero (Figura 3).

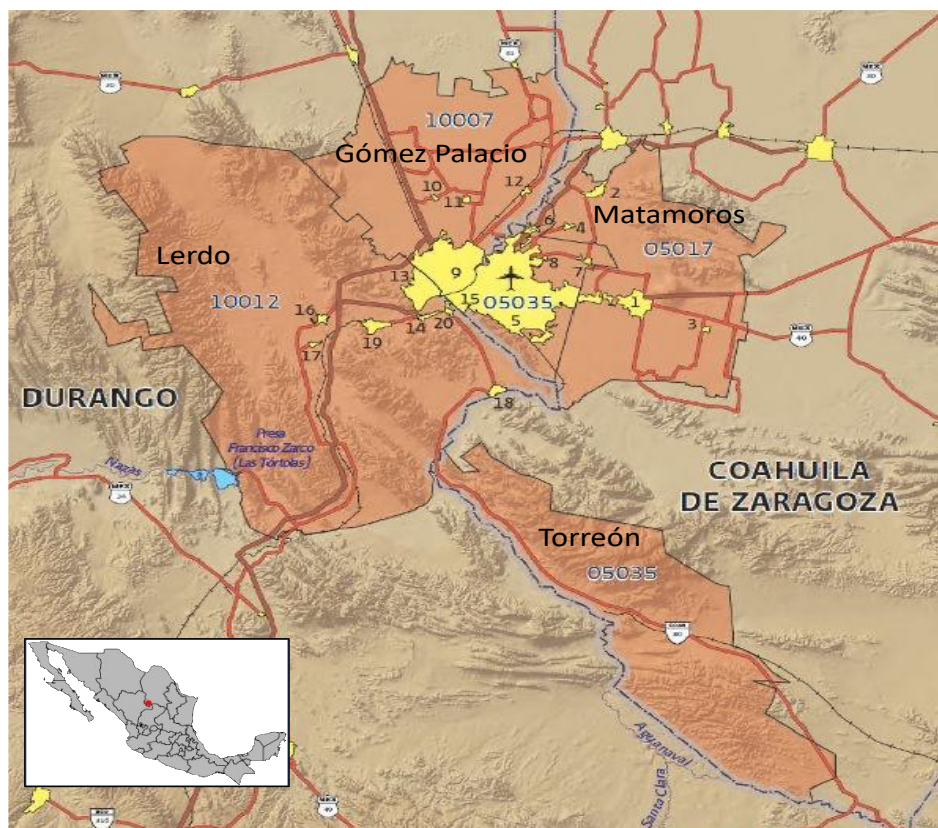


Figura 3. Mapa de la Zona Metropolitana de La Laguna (ZML), en los estados de Coahuila y Durango (<http://www.trcimplan.gob.mx>).

La economía de la ZML es una de las de mayor crecimiento de México, considerando la gran cantidad de empresas conocidas que se establecen en las zonas industriales de Torreón y Gómez Palacio, por ejemplo la conocida empresa lechera LaLa que tiene aquí su origen y el de su nombre (La Laguna), al igual que la cadena de supermercados Soriana e Hipermart, además de otras marcas reconocidas, como los quesos Chilchota, Grupo Modelo, la empresa minero-metalúrgica Met-Mex Peñoles, las Tiendas Extra y Cimaco, entre otras. La actividad agropecuaria asociada a la producción de leche y sus derivados ha sido señalada como la actividad económica con mayor consumo de agua de la región (Economía, 2020).

En la ZML convergen uno de los complejos metalúrgicos más grandes del mundo y el mayor de México (Met-Mex Peñoles; www.grupopeñoles.com), la industria láctea

más desarrollada del país y de Latinoamérica, numerosos parques industriales para dar servicio a la industria alimentaria, fabricación de maquinaria de transporte, fabricación de maquinaria y equipo, industrias metálicas básicas y prendas de vestir. Es una de las regiones más productivas, siendo la séptima en la generación de valor agregado del país genera. Las actividades agropecuarias, industriales y comerciales y crecimiento de la población son importantes no solo por el beneficio económico, pero también por su impacto ambiental y a la salud de la población.

7.2. Sitios de muestreo

El estudio es conducido en la zona conurbada interestatal denominada ZML (Figura 4). Para establecer los sitios de muestreo se sigue una estrategia de muestreo estratificado a través de la cuadriculación de la zona urbana y/o rural a estudiar. El área de la ZMM se divide en cuadrantes de aproximadamente 5 km² y se aplica la ecuación 1 (Molinero, 2002) para obtener el tamaño de muestra (nivel de confianza del 95% y un intervalo de confianza menor al 15%):

$$ss = \frac{Z^2 p(1-p)}{c^2} \text{ Ecuación 1.}$$

donde:

ss = Tamaño de la muestra

Z = Valor Z (nivel de confianza de 95% es de 1.96)

p = proporción de una categoría de la variable (0.5 usado para el tamaño de muestra necesitado)

c = Intervalo de confianza, expresado en decimal (0.15)

Asimismo, se realiza una corrección para una población finita, de acuerdo con la siguiente ecuación 2:

$$Nss = \frac{ss}{1 + \frac{ss-1}{Pob}} \text{ Ecuación 2.}$$

donde: Pob = población

En zonas urbanas donde se tenga uno o más emisores claramente identificados, se divide en cuadrantes de 1 km² y se sigue con un esquema de distancias radiales que corresponde a un muestreo estratificado (Soto-Jiménez et al., 2023) tomando como centro los principales emisores identificados. El estudio también contempla la colecta en sitios de las zonas rurales, sin aporte directa de contaminantes, con el fin de establecer los niveles de áreas no impactadas, (Figura 4).

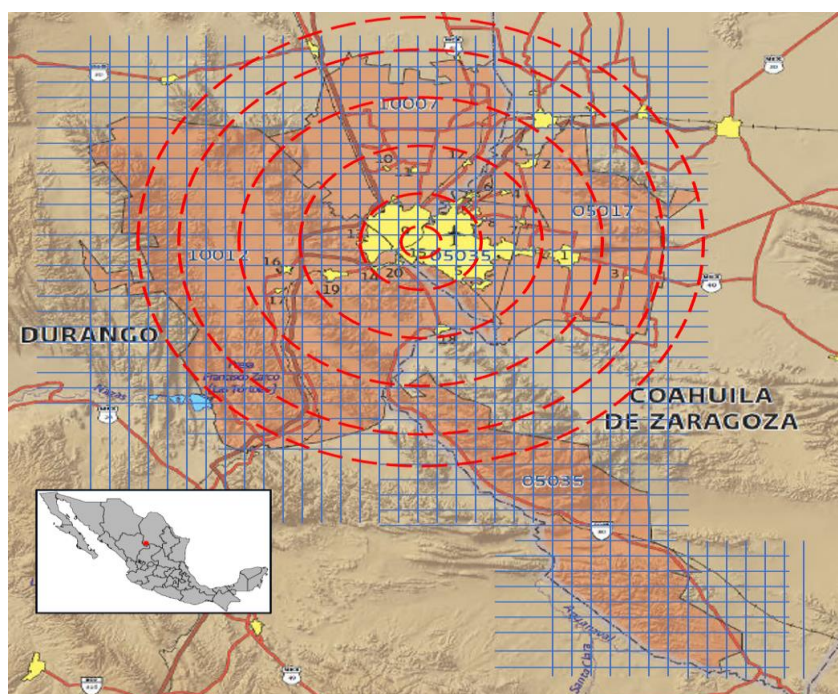


Figura 4. Mapa de la Zona Metropolitana de La Laguna (ZML) segmentada en cuadrantes y radiales a partir de los cuales se seleccionarán las estaciones urbanas y rurales, representativas para el estudio.

7.3. Preparativos para la colecta

Previo a los muestreos, se prepara el material de colecta de muestras consistentes en diferentes tipos de botellas para la toma de muestras para análisis fisicoquímicos, nutrientes y iones mayoritarios, minoritarios y metales trazas. Todos los recipientes de muestreo eran nuevos y se limpiaron adecuadamente según el tipo de muestra. Las botellas para fisicoquímicos se lavaron con jabón libre de fosfatos y se

enjuagaron con abundante agua corriente, seguido de un triple enjuague con agua ultrapura Milli-Q® Tipo I.

Las botellas para nutrientes son lavadas de la misma manera que las de fisicoquímicos, pero posteriormente se llenaron con una solución de HCl 2M preparada con ácido HCl para análisis de metales traza (TMG, JT Baker) y agua tipo I y se dejan por tres días. Las botellas para metales siguen el mismo tratamiento como las de nutrientes, pero después de tres de estar expuestas a HCl 2M son vaciadas y triplemente enjuagadas con agua Tipo I y llenadas con una solución de HNO₃ 2M preparadas con ácido para análisis de metales traza (TMG, JT Baker) y agua tipo I. Las botellas llenas de ácido se llevan al campo para la colecta de muestras dentro de doble bolsa zip-lock. Todas las fases anteriores se llevan a cabo en un cuarto limpio equipado con campana de extracción de vapores ácidos y con campanas de flujo continuo y filtración de aire tipo HEPA 100. Todas las botellas se colocan en hieleras limpias y de sello hermético para ser transportadas al campo.

El agua de alta pureza (18.3 MΩ cm⁻¹) a la que se hace referencia es agua tratada de la siguiente manera: agua de la red pasada por un filtro de fibra de 0.5 micras, filtro de carbón activado, filtro de ósmosis inversa, lámpara de luz U.V., doble filtro con resinas de intercambio iónico y finalmente pasadas a través de un equipo de filtración Milipore para obtener un agua de alta pureza (18.3 MΩ cm⁻¹).

7.4. Colecta de muestras ambientales

Para realizar estudios de contaminación por elementos potencialmente tóxicos en áreas urbanas de Torreón, Coahuila, se estableció una red de monitoreo de >100 sitios para la colecta de diversas matrices ambientales (suelos superficiales y polvos urbanos en calles (Figura 6). En 2005-2006 y 2015-2017 se recolectaron un lote de >700 muestras ambientales. Este inventario de muestras debidamente preservadas se sumará a las muestras a colectar entre 2022-2023. En total se pretende contar con un inventario de >1000 muestras ambientales.

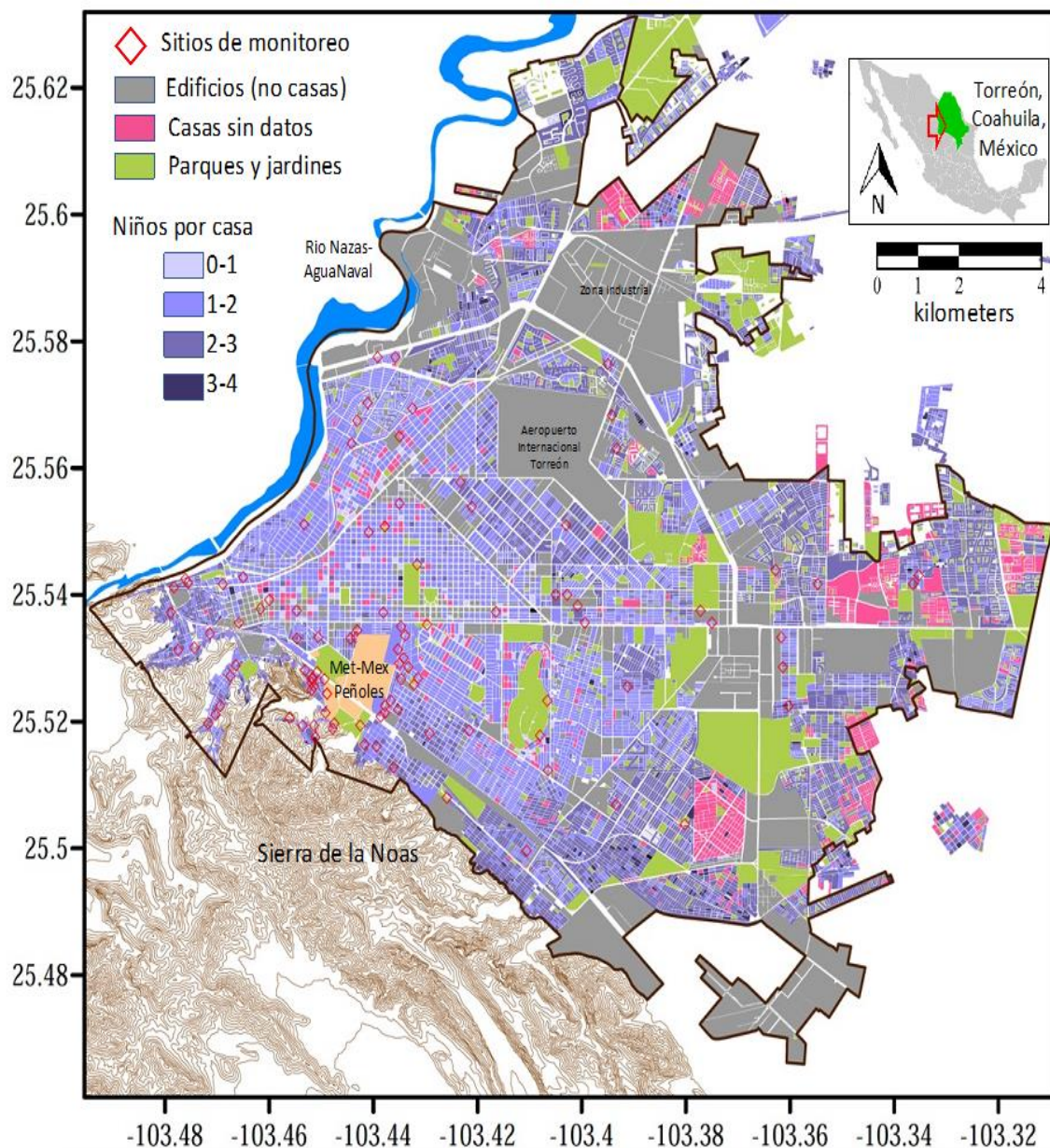


Figura 5. Mapa de la ciudad de Torreón, Coahuila, indicando los sitios de colecta (círculos rojos) de las muestras ambientales recolectadas, suelos superficiales y polvos urbanos.

En la Figura 6, es la representación esquemática de los tipos de muestras ambientales a estudiar en la Zona Metropolitana de La Laguna. Entre las muestras se encuentran agua de uso y de consumo humano, diferentes tipos de matrices sólidas que incluyen suelo (TS) y polvo de la calle (TPC).

Jornadas de colecta en la Zona Metropolitana de La Laguna (2005-2006, 2015-2017, 2022-2023)

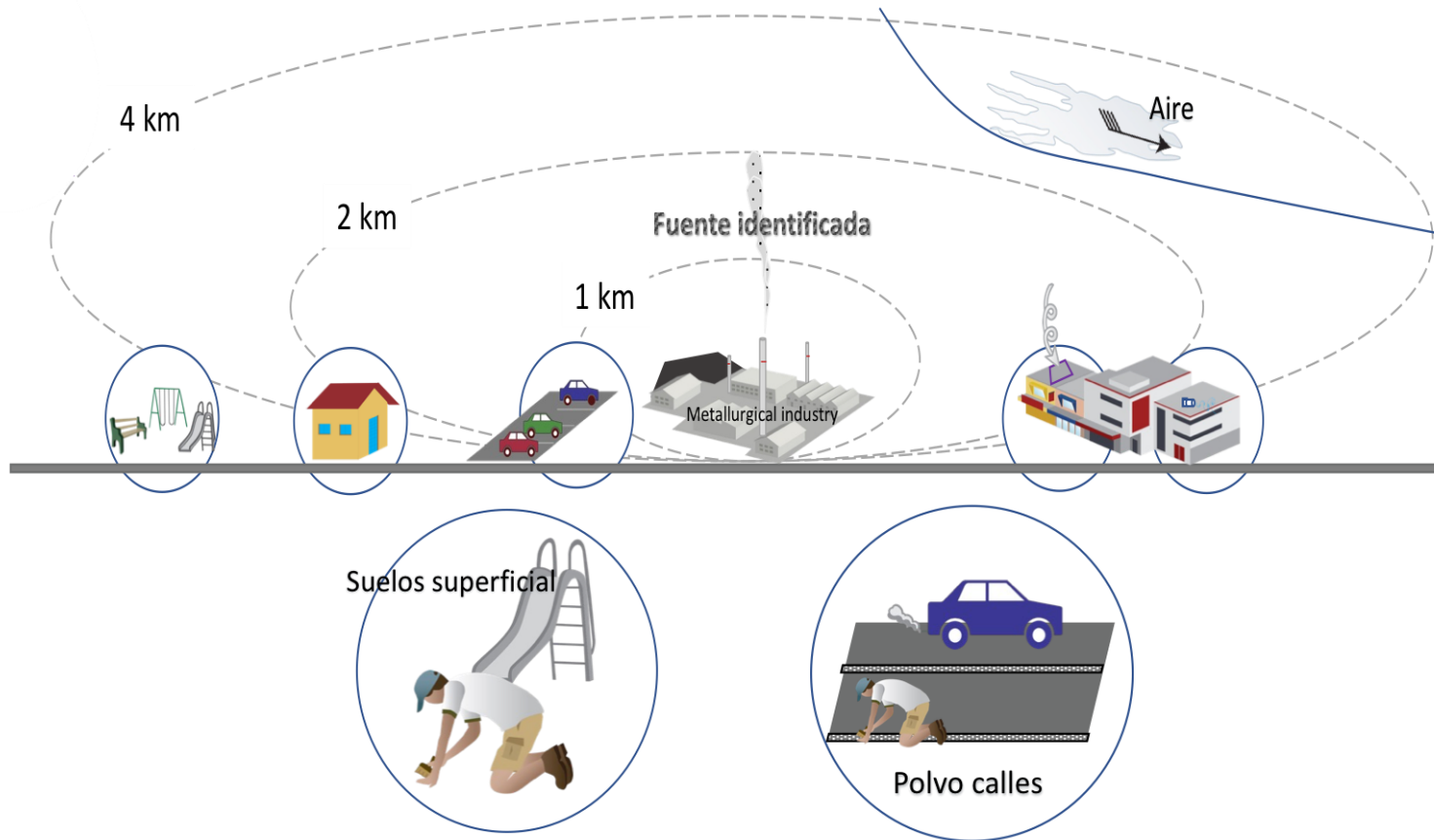


Figura 6. Representación esquemática de los tipos de muestras ambientales a estudiar en la zona metropolitana de La Laguna

7.5. Colecta de suelos superficiales

La colecta de suelos se realiza de acuerdo con la Norma NMX-AA-132-SCFI-2006 (Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra). La recolección de suelos es mediante un muestreo superficial (0-2 cm de profundidad). En cada sitio se toman tres submuestras a distancias de 1 m entre cada una, se utiliza una palita de plástico. Se recomienda de áreas sin vegetación ya que es la superficie de suelo representativa del material al que están expuestos los seres humanos durante las actividades diarias. Se evita coleccionar suelos cercanos a sitios con pintura desprendida, residuos de materiales de construcción, o con la presencia visible de alguna sustancia o material que pudiera ser fuente puntual de algún contaminante a analizar.

Los utensilios de colecta, palitas, brochas, recogedor se deben lavar entre estaciones de muestreo. Se debe llevar un recipiente con una solución ácido de HCl 2M y agua desionizada, así como toallas desechables para el secado. Se recomienda tener varios juegos de muestreo para intercalar su uso durante el periodo de limpieza y secado. Las muestras son homogenizadas y tamizadas en el campo para obtener una fracción gruesa usando un tamiz de plástico de ~1 milímetro de luz de malla. La colecta de muestra de suelos debe ser de 100 a 250 g. Todas las muestras recolectadas son empacadas en doble bolsa ziplock, etiquetadas y transportadas al laboratorio de Isotopos Estables del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología - Unidad Académica Mazatlán de la UNAM.

7.6. Colecta de polvos urbanos

Se recolectan muestras de dos tipos de polvo exterior: 1) acumulado en calles, banquetas; 2) acumulado en los exteriores de las casas (ventanas y techos) (Figura 7). Ambos tipos de muestras son recogidas en capas con unos cuantos milímetros de espesor usando utensilios como brochas o cepillos de cerda gruesa y recogedor y espátulas de plástico previamente lavados con ácido. En cada sitio se recolectan

tres submuestras barriendo áreas de aprox. 1 m². Se debe procurar no perder partículas finas, por lo que se debe prestar atención en evitar resuspensión de la muestra. Se recomienda recoger la muestra directamente la bolsa de plástico ziplock o usando un recogedor cubierto y luego transferir a la bolsa. Se deben coleccionar entre 20 y 100 g de polvo. Los utensilios de colecta, palitas, brochas, recogedor se deben lavar entre estaciones de muestreo. Se debe llevar un recipiente con una solución ácido de HCl 2M y agua desionizada, así como toallas desechables para el secado. Se recomienda tener varios juegos de muestreo para intercalar su uso durante el periodo de limpieza y secado.



Figura 7. Representación de los sitios de muestreo de suelos y polvos de la calle.

Se evita coleccionar polvos cercanos a sitios con pintura desprendida, residuos de materiales de construcción, o con la presencia visible de alguna sustancia o material que pudiera ser fuente puntual de algún contaminante a analizar. Las muestras son homogenizadas y tamizadas en el campo para obtener una fracción gruesa usando un tamiz de plástico de ~1 milímetro de luz de malla. Todas las muestras recolectadas son empacadas en doble bolsa ziplock, etiquetadas y transportadas al laboratorio de Isotopos Estables del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología - Unidad Académica Mazatlán de la UNAM.

7.7. Procesamiento de muestras en laboratorio

Las muestras se procesaron en el Laboratorio de Isótopos Estables del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México, en la Unidad Académica Mazatlán. Una vez en el laboratorio, las muestras se cotejaron con las hojas de campo, bitácora y con el formato de cadena de custodia que contenía la información correspondiente al muestreo: identificación de la muestra, fecha y hora de muestreo.

7.7.1. Secado

Las muestras son conservadas en perfectas condiciones y sin contaminación cruzada. Una vez en el laboratorio de Isótopos Estables las muestras de suelos y polvos urbanos son manipuladas empleando guantes de polietileno desechables. Cada muestra es cuidadosamente colocada en la estufa a 60°C por 72 horas con el fin de eliminar cualquier rastro de humedad.

7.7.2. Tamizado

Las muestras secas son homogeneizadas y se pesa una submuestra o la muestra total, dependiendo de la cantidad recolectada, para ser tamizada usando un tamiz de acero inoxidable de 72 μm para obtener la fracción fina (usando un tamiz de acero inoxidable Tyler 200). El tamiz se limpia antes y después de tamizar cada muestra con abundante agua Milli-Q y secando con toallas absorbentes cuidando de no dejar residuos. Posteriormente, a las muestras se les determina su peso (tamizado y retenido en el tamiz) para estimar la fracción de finos. Las submuestras finas son almacenadas en recipientes de plástico con cierre hermético debidamente etiquetados para su posterior digestión y análisis.

7.7.3. Digestión para metal total

Todas las muestras de suelos y polvos (secas, homogeneizadas y tamizadas) son procesadas y analizadas en un laboratorio limpio con campanas de flujo continuo y filtración de aire tipo HEPA 100; se usan ácidos de calidad Trace Metal Grade y Optima, y agua Milli-Q (18.2 MQ cm^{-1}). Alícuotas de las muestras ($\sim 0.15 \text{ g}$) son digeridas con agua regia (HNO_3 : HCl , 1:3 v/v) de acuerdo a los procedimientos de Loring y Rantala (1977) para análisis de concentración total, usando un equipo de digestión ModBlock. El procedimiento consiste en adicionar a cada muestra 10 mL de agua regia en una bomba de teflón y se dejan reposar 12 horas para desgasificar. Una vez desgasificadas las muestras, se cierran las bombas de teflón y se digieren durante 12 horas a una temperatura de 120-140 °C. Posteriormente las muestras se llevan a sequedad por 3 horas, para después se adicionar 5 mL de HCl 6M y reconstituir por 1 hora a 120-140 °C. Finalmente las muestras son transferidas a frascos de polipropileno previamente lavados para metales traza, etiquetados. La transferencia se realiza con agua Milli-Q y se afora a 30 mL con una solución de HNO_3 2M.

7.7.4. Digestión para metal bioaccesible.

Las muestras destinadas para el análisis de bioaccesibilidad, se pesa $\sim 0.1 \text{ g}$ de suelo y polvo con ayuda de una balanza analítica y se colocan en tubos de polietileno de 15 mL. A cada tubo debidamente etiquetado se añaden 10 mL de solución PBET. De acuerdo con el procedimiento estándar de operación para un ensayo *in vitro* de bioaccesibilidad (EPA, 2008) la solución PBET (fluido de extracción) es de glicina 0.4 M la cual se ajustó a un pH de 1.50 ± 0.05 a 37 °C usando ácido clorhídrico grado metal traza concentrado, esta solución representa el pH gástrico en ayunas de un niño de 2 a 3 años. Posteriormente, se colocan las muestras en un baño maría a 37°C por 1 hora con agitación intermitente. Cuando las muestras están totalmente secas, se trasladan en la centrifuga por 10 minutos a 3500 rpm. Después, se transfiere el líquido sobrenadante a un segundo tubo de

polietileno previamente etiquetado, sin dejar pasar polvo o suelo sedimentado en el fondo de los tubos.

7.8. Lectura de muestras.

Las concentraciones de Mn, total y bioaccesible, en las matrices ambientales fueron determinadas en un plasma inductivamente acoplado a un espectrómetro de masas de alta resolución (HR-ICP-MS de sector magnético Finnigan MAT Element XR®, Figura 8; Tong et al. 2020) en el laboratorio de isotopía estable del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM (ICMyL).

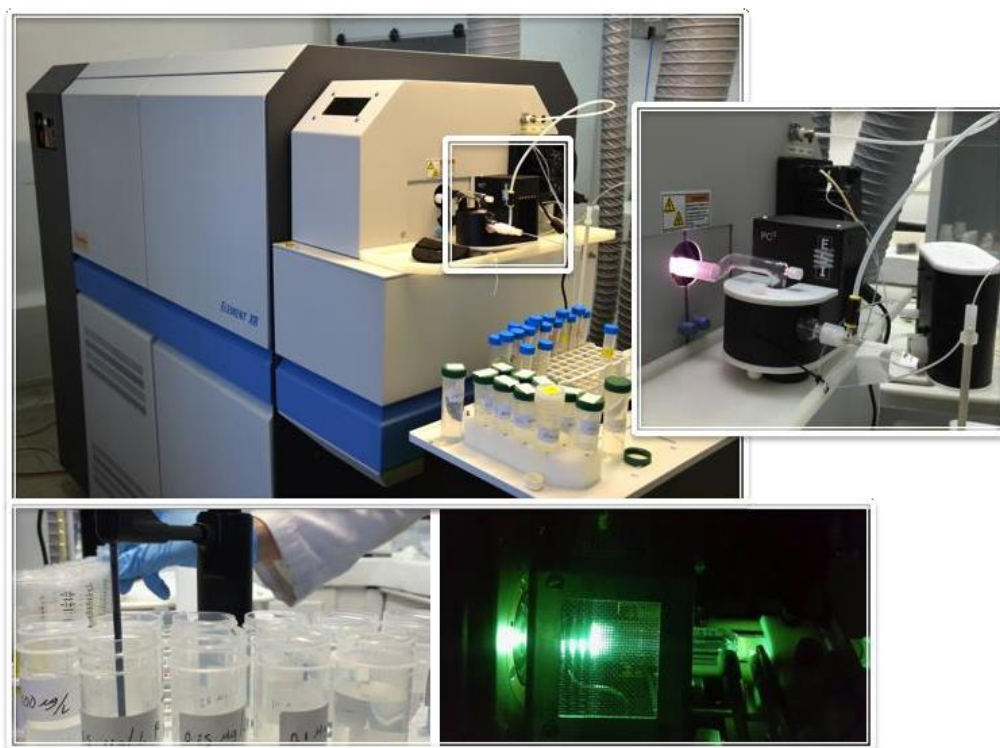


Figura 8. Lectura de muestras para Mn por plasma inductivamente acoplado a espectrómetro de masas de alta resolución (HR-ICP- MS) de sector magnético Finnigan MAT Element XR®.

Para la determinación de Mn se prepararon estándares de diferentes concentraciones (0.1, 0.25, 0.5, 1, 5, 10, 25, 50 y 100 $\mu\text{g/L}$) a partir de una solución

madre de 1 ppm preparada a su vez de una solución patrón certificada de 1000 ppm (High Purity®). Para la disolución estándar de Sb de 500 µg L⁻¹, se toman 25 mL de la solución madre de 1000 µg L⁻¹, se colocan en un matraz volumétrico de 50 mL y se agrega 1 mL de ácido nítrico concentrado (grado metal traza). Posteriormente se afora a 50 mL con agua Milli-Q + indio (¹¹⁵In, 1 µg L⁻¹). Las soluciones de diferentes niveles de concentración se preparan de manera similar. Para la curva de calibración se utiliza como blanco el agua Milli-Q + indio (¹¹⁵In, 1 µg L⁻¹). La Tabla 3 presenta los límites de detección y de cuantificación estimados para Mn.

7.9. Validación

La validación de la técnica se realiza mediante el uso de soluciones patrón certificadas, estándares internos y el análisis de material de referencia certificado cada seis muestras. Obteniendo como resultado la Tabla 2 donde se presenta un resumen estadístico de la validación de la técnica analítica usando SRM 1640a (Natural water, National Institute of Standards & Technology) y la Tabla 3 presenta los límites de detección estimados para Mn durante 2022.

Durante el análisis de las muestras de matrices sólidas para metal total y bioaccesible de son también determinadas en un Espectrómetro de Masas con Plasma Inductivamente Acoplado de alta resolución (Element 2 HR-ICP-MS). La determinación se realiza según protocolo establecido (ver protocolo). se analiza un material estándar de referencia (SRM, por sus siglas en inglés), por cada 10 muestras problemas analizados. Para este trabajo se utiliza, NIST SRM 2584 Elementos Traza en el Polvo Interior (Trace Elements in Indoor Dust, por sus siglas en inglés), Lead Ghost Wipe Standard certificadas (SC4252) u otro comercialmente disponible.

Tabla 2. Control de calidad del análisis de Mn disuelto en agua mediante el análisis de material de referencia certificado (NIST® SRM® 1640a: Trace elements in natural water, n=12 en 2022).

Concentración determinada	SD	CV	NIST certificado	SD	% Recuperación	Criterio CCYAC	R
48.91	2.47	5%	40.39	0.36	121%	Límite	OK

Nota: **SD:** Desviación Estándar, **CV:** Coeficiente de variación, **CCAYAC:** Comisión de Control Analítico y Ampliación de Cobertura: Criterios para la validación de métodos fisicoquímicos. Límites de detección Mn 1.9E-02 ng L⁻¹, **R:** Reproducibilidad

7.10. Factor de contaminación

El factor de contaminación describe el nivel de contaminación del polvo de la calle que contienen Mn. Este factor se calcula (Ecuación 3) mediante la relación entre la concentración de Mn (Cn) y su valor en un polvo no contaminado (Cbn).

$$CF = \frac{cn}{cbn} \text{ Ecuación 3.}$$

Con base en los resultados para CF, el nivel de contaminación por metales pesados es establecido de la siguiente manera: CF < 1, bajo; 1 ≤ CF ≤ 3, moderado; 3 ≥ CF < 6, considerable; y CF ≥ 6, muy alto (Delgado-Iniesta *et al.*, 2022).

VIII. RESULTADOS Y DISCUSION.

8.1. Examinar la cantidad total y bioaccesible de Mn en suelos superficiales en el entorno urbano de Torreón, Coahuila.

En la Tabla 3, se presentan los resultados de Mn en suelos superficiales urbanos recolectados en el área urbana de Torreón. Los niveles de Mn en suelos variaron desde 106 hasta 18,418 $\mu\text{g g}^{-1}$, los más bajos se observaron en la distancias mayores de 11 km hacia el noroeste y los niveles más altos a <1 km y entre 3-4 km hacia el oeste. La fracción bioaccesible de Mn en suelos variaron desde 6 hasta 3,435 $\mu\text{g g}^{-1}$. Los más bajos se observaron a distancias mayores de 4-5 km hacia el oeste-noroeste y los más altos a 1-2 km hacia el este-noreste.

Tabla 3. Concentración de Mn total y bioaccesible ($\mu\text{g g}^{-1}$ y fracción bioaccesible en %) en suelos colectados en el área urbana de Torreón, Coahuila (norte de México).

D	Dir.	Nº	Total		Fracción bioaccesible		% P B E T
			Media $\pm$ SD	(min-max)	Media $\pm$ SD	(min-max)	
<1 km	E	4	302 $\pm$ 112	(181-403)	265 $\pm$ 82.7	(179-344)	85
<1 km	ENE	1	427		330		77
<1 km	N	2	1,456 $\pm$ 18.7	(1,443-1,470)	437 $\pm$ 387	(163-711)	30
<1 km	NE	2	1,395 $\pm$ 292	(1,188-1,601)	284 $\pm$ 383	(13.6-555)	24
<1 km	NNW	1	1,960		613		31
<1 km	S	2	3,211 $\pm$ 3,429	(786-5,636)	748 $\pm$ 825	(165-1,331)	23

<1 km	SE	2	604±313	(411-965)	435±194	(279-652)	68
<1 km	SSE	1	628		386		62
<1 km	SW	1					
<1 km	W	2	10,870±10,6 11	(3,367- 18,374)	1,681±12.2	(1,672- 1,689)	30
1-2 km	E						
1-2 km	ENE	1	6,133		3,435		56
1-2 km	N	1	9,426		2,331		25
1-2 km	NE	2	4,152±3,656	(1,567-6,737)	1,886±1,626	(737-3,036)	46
1-2 km	NW	2	4,306±2,277	(2,696-5,916)	1,214±117	(1,131- 1,297)	32
1-2 km	S	2	1,442±240	(1,272-1,612)	941±140	(842-1,040)	66
1-2 km	SE	1	6,811		2,265		33
1-2 km	SW	6	3,189±746	(2,415-4,059)	1,260±937	(765-2,664)	31
1-2 km	W	4	9,694±5,185	(2,148- 16,698)	1,350±399	(786-1,861)	13
2-3 km	ENE	1	433		208		48
2-3 km	ESE	1	496		195		39

2-3 km	N	3	578±407	(189-1,000)	193±97.9	(86.9-280)	39
2-3 km	NNE	1	575		252		44
2-3 km	NNW	1	606		412		68
2-3 km	NW	3					
2-3 km	S	1	1,293		855		66
2-3 km	SSE	1	486		188		39
2-3 km	W	5	1,497±417	(1,114-2,056)	686±622	(79.3- 1,223)	37
3-4 km	E	2	304±48.0	(270-337)	88±.8	(83.5-91.6)	30
3-4 km	ESE	2	519±112	(440-598)	224±134	(130-319)	42
3-4 km	NE	4	210±60.9	(123-258)	132±31	(102-175)	66
3-4 km	W	3	6,292±10,50 2	(199-18,418)	580±885	(61-1,601)	30
3-4 km	WNW	4	1,499±996	(182-2,478)	519±697	(75-1,548)	34
3-4 km	WSW	1	1,320		98		7
4-5 km	E	3	339±153	(209-508)	126±47.0	(78-172)	37
4-5 km	N	3	1,962±3,239	(106-6,793)	221±151	(89-391)	58

4-5 km	NE	1	572		224		39
4-5 km	SE	1	331		105		32
4-5 km	WNW	1	282		6		2
5-6 km	ESE	1	161		72		44
5-6 km	N	2	905±229	(743-1,067)	135±31.0	(113-157)	16
6-7 km	E	1	238				
6-7 km	ESE	1	269		89		33
6-7 km	NE	1	232				
7-8 km	NE	2	264±18.1	(251-277)	85		17
8-9 km	E	5	204±36.9	(157-249)	122±23.2	(97.5-144)	47
10-11 km	E	2	151±17.8	(139-164)	76±17.7	(63.6-88.7)	50
13-14 km	NE	1	193				
14-15 km	N	1	886		154		17

Nota: D: Distancia, Dir: Dirección, N°: Numero, %PBET: Fluido de extracción, N: Norte, S: Sur, E: Este, W: Oeste del meridiano de Greenwich, ENE: Este-noreste, ESE: Este-sudeste, NE: Noreste, NNE: Norte-noreste, NNW: Norte-noroeste, NW: noroeste, SE: Sudeste, SSE: Sur-sudeste, SW: Sudoeste, WNW: Oeste-noroeste, WSW: Oeste-sudoeste.

8.1.1 Variación de Mn en suelos superficiales

La Figura 9 muestra la variación del Mn total en suelos con respecto a la distancia en el eje Oeste-Este del área urbana de Torreón. Se observa que en torno al área de la chimenea principal del complejo metalúrgico se presentaron las mayores concentraciones de Mn en suelos superficiales. En tanto que los valores de Mn disminuyen marcadamente después del kilómetro 2 hacia el Este y del kilómetro 3 al Oeste.

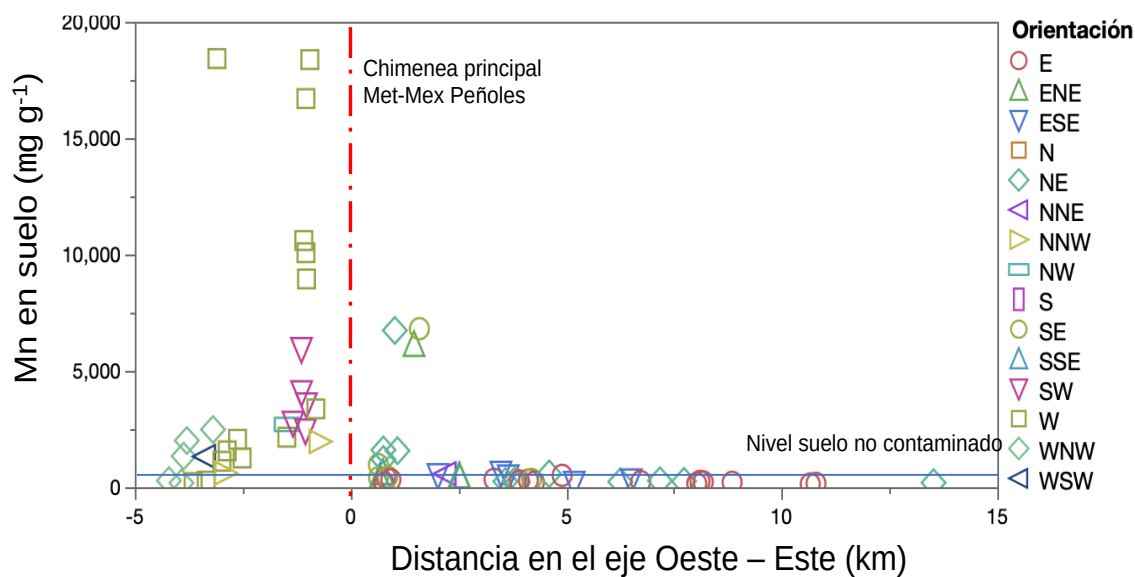


Figura 9. Variación de Mn total en suelos superficiales en función de la distancia en el eje Oeste – Este del área urbana de Torreón, Coahuila.

En la Figura 10, se muestra la variación del porcentaje de Mn bioaccesible en suelos superficiales con respecto a la distancia en el eje Oeste-Este del área urbana de Torreón. Se observa que en torno al área de la chimenea principal del complejo metalúrgico se presentan las mayores concentraciones de Mn bioaccesible en suelos superficiales. En tanto que los valores de Mn disminuyen marcadamente después del kilómetro 2 hacia el Este y del kilómetro 3 al Oeste.

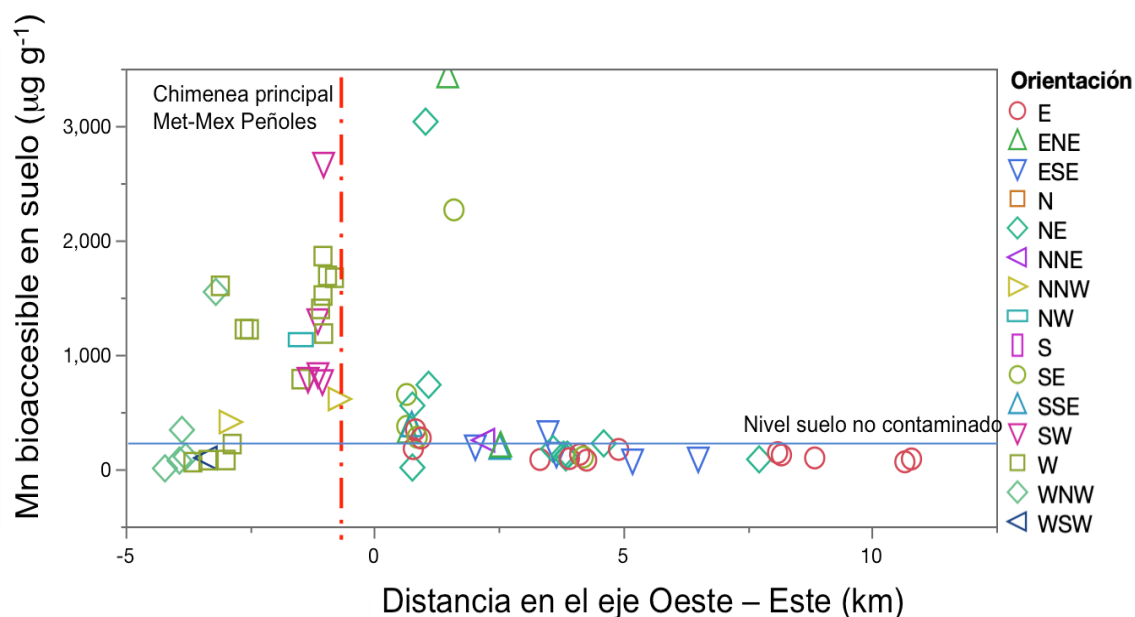


Figura 10. Variación de Mn bioaccesible en suelos superficiales en función de la distancia en el eje Oeste – Este del área urbana de Torreón, Coahuila.

En términos de porcentajes, los niveles de bioaccesibilidad en la zona impactada por la planta, van desde 10 hasta el 100. En tanto, que la zona más alejada, no tan impactada, va desde 0 hasta 60, como se muestra en la Figura 11.

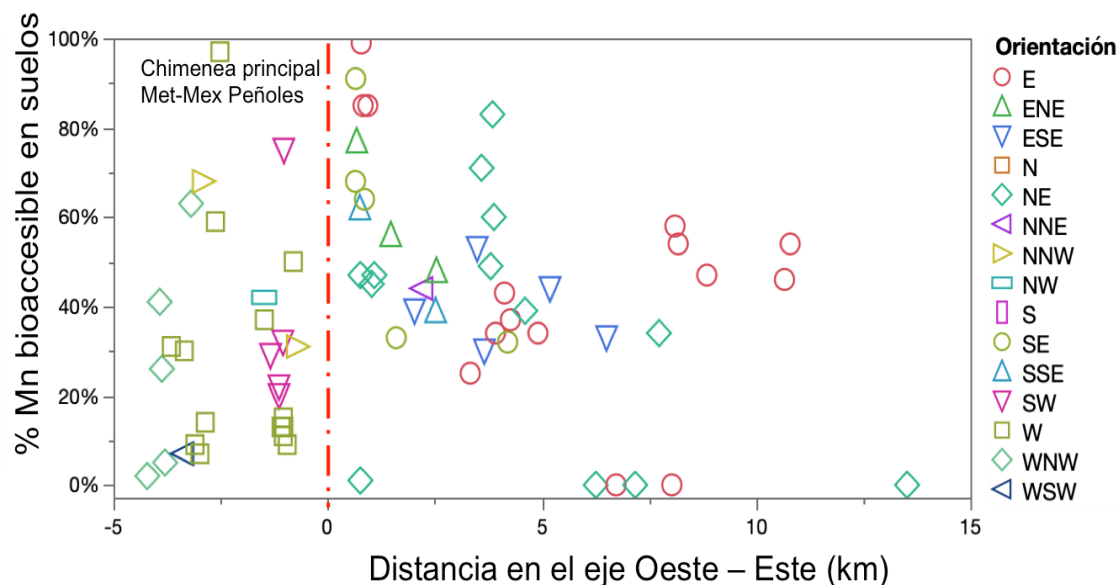
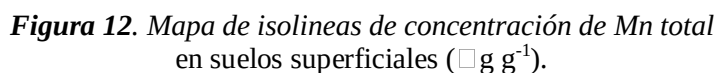


Figura 11. Variación de porcentaje bioaccesible de Mn en suelos superficiales en función de la distancia en el eje Oeste – Este del área urbana de Torreón, Coahuila.

En la Figura 12, se muestra el mapa de isólinas de concentración de Mn total en suelos superficiales. Se observa que las mayores concentraciones de Mn se encuentran a <1 km hacia el norte y hacia el oeste, alrededores al complejo metalúrgico. Los valores de Mn permanecen altos a <2 km hacia el Oeste de la ciudad. Los valores más bajo, entre 125 y 250 $\mu\text{g g}^{-1}$, se observaron hacia el norte, noreste y este a más de 2 km de distancia de Met-Mex.



8.2. Analizar la cantidad total y bioaccesible de Mn en polvo de calles en el entorno urbano de Torreón, Coahuila.

En la Tabla 4, se presentan los resultados de Mn en polvos urbanos recolectados en el área urbana de Torreón. Los niveles de Mn en polvo variaron desde 68.2 hasta 6,168 $\mu\text{g g}^{-1}$. Los más bajos se observaron en los kilómetros 1-2 hacia el Noroeste y a distancias mayores de 2-3 km hacia el oeste. Los más altos a <1 km hacia el noreste y 2-3 km hacia el noroeste. En la fracción bioaccesible de Mn en polvos variaron desde 3.57 hasta 1,447 $\mu\text{g g}^{-1}$. Los más bajos se observaron a distancias mayores de 2-3 km hacia el norte y noroeste. Mientras que los más altos a <1 km hacia el este.

Tabla 4. Mn total y bioaccesible ($\mu\text{g g}^{-1}$) y porcentaje de fracción bioaccesible en el polvo de las calles recolectado en el área urbana de Torreón (norte de México).

D	Dir.	Nº	Total		Fracción bioaccesible		%
			Media $\pm$ SD	(min-max)	Media $\pm$ SD	(min-max)	PBET
<1 km	ENE	1		1,009		354	35
<1 km	E	4	1,184 $\pm$ 986	(360-2,486)	525 $\pm$ 619	(116-1,447)	40.3
<1 km	N	2	415 $\pm$ 59.87	(373-457)	94.56 $\pm$ 2.41	(92.85-96.26)	23
<1 km	NE	2	2,166 $\pm$ 2,380	(483-3,849)	194 $\pm$ 135	(98.64-290)	14
<1 km	NNW	1		294	60.87	60.87	21
<1 km	S	1		2,215	1,896	1,896	86
<1 km	SE	3	358 $\pm$ 177	(232-483)	280 $\pm$ 152	(172-387)	77
<1 km	SSE	1		281	222	222	79
<1 km	SW	2		543	143	143	26
<1 km	W	3	424 $\pm$ 74.06	(339-474)	124 $\pm$ 15.19	(107-136)	30.3
1-2 km	ENE	1		439	35.05	35.05	8
1-2 km	E	1					
1-2 km	N	1		290	90.10	90.10	31

1-2 km	NE	2	406±37.43	(379-432)	137±99.01	(66.65-207)	34.5
1-2 km	NW	3	204±14.58	(194-214)	88.86±2.14	(87.34-90.37)	44
1-2 km	SE	1		76.90	1.03	1.03	1
1-2 km	SW	7	883±979	(179-2,772)	85.63±45.67	(35.64-167)	14.8
1-2 km	W	7	689±819	(288-2,356)	137±64.05	(73.87-251)	29.2
2-3 km	ENE	1		437		122	28
2-3 km	ESE	1		453		129	28
2-3 km	N	3	343±103	(265-459)	117±100	(3.57-190)	32.3
2-3 km	NNE	1		309		122	40
2-3 km	NNW	1		716		72.21	10
2-3 km	NW	3	2,267±3,379	(261-6,168)	112±25.81	(83.26-133)	22
2-3 km	SSE	1	367	367		58.10	16
2-3 km	W	6	1,162±809	(68.21-1,994)	106±47.44	(57.56-183)	24.8
3-4 km	E	2	363±15.64	(352-374)	163±92.26	(97.65-228)	44.5
3-4 km	ESE	2	437±225	(278-596)	199±169	(78.75-318)	40.5
3-4 km	NE	4	532±451	(285-1,208)	174±91.15	(61.36-255)	47.3
3-4 km	W	3	292±70.38	(211-339)	131±30.27	(98.94-159)	45.3
3-4 km	WNW	4	275±81.04	(218-394)	91.96±47.99	(66.04-164)	32.3
3-4 km	WSW	1		321		100	31
4-5 km	E	3	560±262	(368-859)	248±158	(96.18-411)	48
4-5 km	N	4	263±72.98	(220-347)	65.40±8.79	(55.92-73.28)	25.7
4-5 km	NE	1		292		58.73	20
4-5 km	SE	1		344		69.51	20
4-5 km	WNW	1		550		354	64
5-6 km	ESE	1		300		92.45	31
5-6 km	N	2	333±39.36	(306-361)	66.85±21	(51.84-81.85)	20.5
6-7 km	E	1		200		55.03	28
6-7 km	ESE	1		154		57.77	37
6-7 km	NE	1		214		53.83	25
7-8 km	NE	2	1,029±430	(725-1,333)	134±69.49	(85.28-184)	15.5

8-9 km	E	5	518±379	(202-943)	106±79.10	(48.05-217)	20.8
10-11 km	E	2	1,090±374	(826-1,354)	154±15.69	(143-165)	14.5
13-14 km	NE	1		592		70.19	12
14-15 km	N	1		232		83.19	36

Nota: **D:** Distancia, **Dir:** Dirección, **N°:** Numero, **%PBET:** Fluido de extracción, **N:** Norte, **S:** Sur, **E:** Este, **W:** Oeste del meridiano de Greenwich, **ENE:** Este-noreste, **ESE:** Este-sudeste, **NE:** Noreste, **NNE:** Norte-noreste, **NNW:** Norte-noroeste, **NW:** noroeste, **SE:** Sudeste, **SSE:** Sur-sudeste, **SW:** Sudoeste, **WNW:** Oeste-noroeste, **WSW:** Oeste-sudoeste.

8.2.1. Variación de Mn en polvos urbanos

En la Figura 14, se presenta la variación total del Mn en polvos urbanos con respecto a la distancia en el eje Oeste-Este del área urbana de Torreón. Se observa que en torno al área de la chimenea principal del complejo metalúrgico se presentan las mayores concentraciones de Mn en polvos. En tanto que los valores de Mn disminuyen marcadamente a más de un kilómetro de distancia hacia el Este y del kilómetro 3.5 al Oeste.

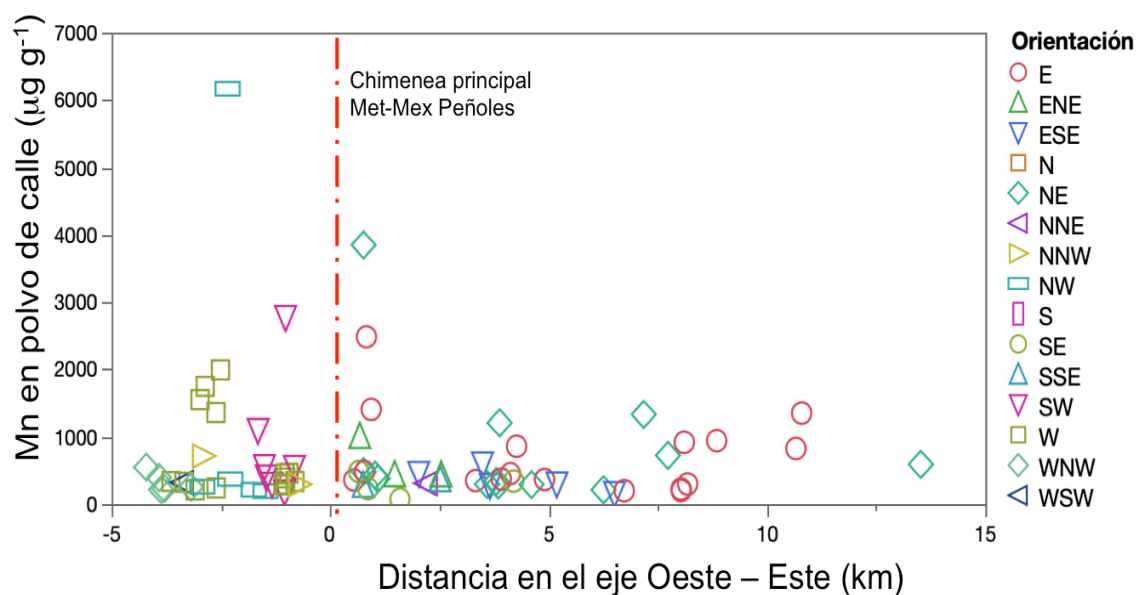


Figura 14. Variación total de Mn en polvos de calle urbana en función de la distancia en el eje Oeste – Este del área urbana de Torreón, Coahuila.

En la Figura 15, se muestra la variación del Mn bioaccesible en polvos urbanos con respecto a la distancia en el eje Oeste-Este del área urbana de Torreón. Se observa que en torno al área de la chimenea principal del complejo metalúrgico (<1 km al Este) se presentan las mayores concentraciones de Mn bioaccesible en polvos. Sin embargo, los valores no presentan una clara tendencia a disminuir posterior a 1-12 km hacia el Este o hacia el Oeste. En términos de porcentajes, los niveles de bioaccesibilidad en la zona impactada por la planta, van desde cerca de 0 hasta el 80. En tanto, que la zona más alejada, no tan impactada, va desde 0 hasta 40 como se muestra en la Figura 16.

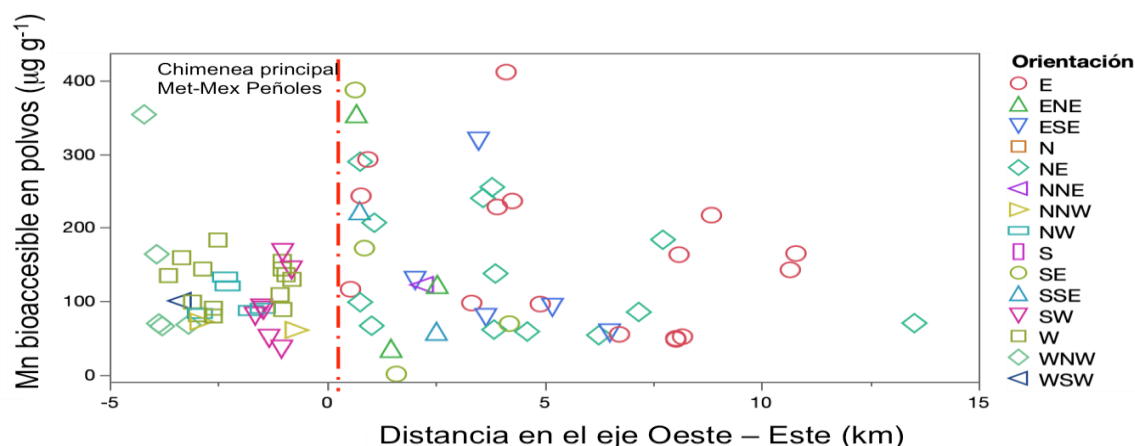


Figura 15. Variación de Mn bioaccesible en polvos de calle urbana en función de las zonas más cercanas a la distancia del eje Oeste – Este del área urbana de Torreón, Coahuila.

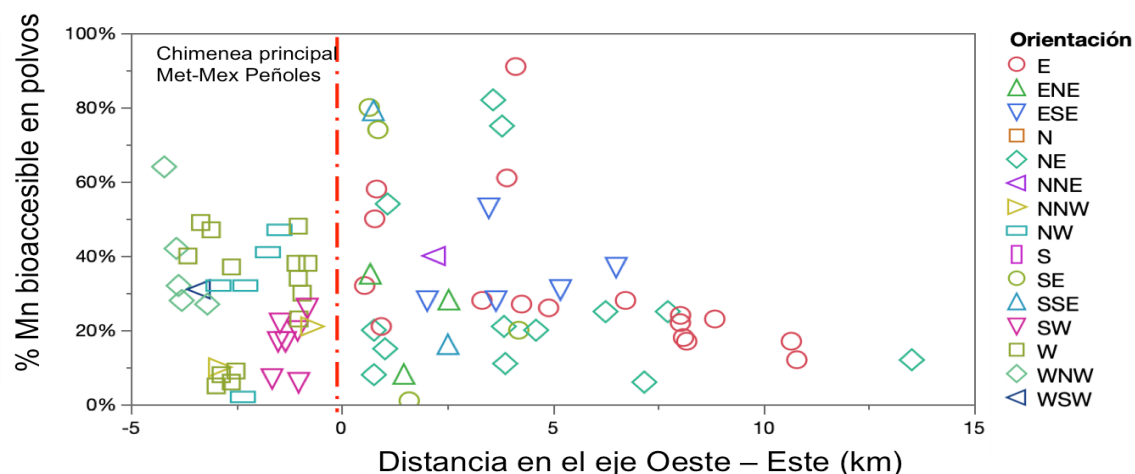


Figura 16. Variación de porcentaje bioaccesible de Mn en polvos urbanos en función de las zonas más alejada a la distancia del eje Oeste – Este del área urbana de Torreón, Coahuila.

8.2.2. Mapas de isolíneas de Mn en polvos de calle

Como se muestra en la Figura 17, el mapa de isolíneas de concentración de Mn total en polvos de calle. Se observa que las mayores concentraciones de Mn se encuentran a <1 km aledaños al complejo metalúrgico. Los valores de Mn permanecen altos a >2 km hacia el norte, noroeste y oeste de la ciudad. Los valores más bajos, entre 175 y 250 $\mu\text{g g}^{-1}$, se observaron hacia el noreste y este a más de 2 km de distancia de Met-Mex.

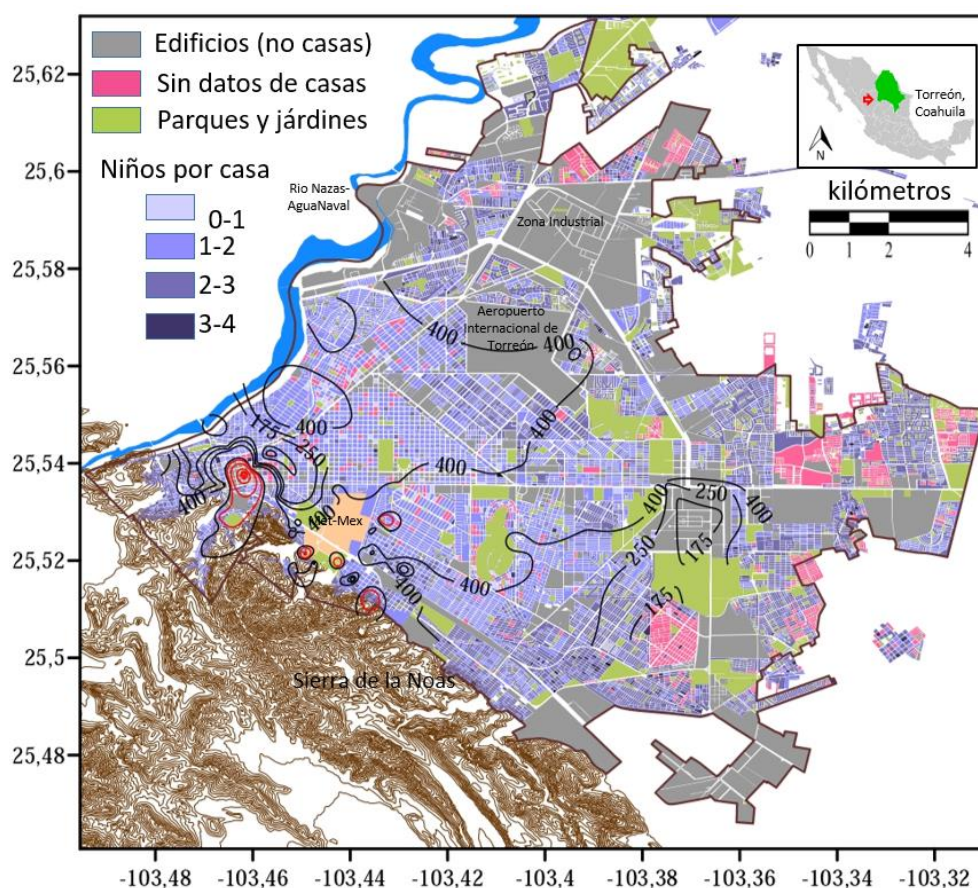


Figura 17. Mapa de isolíneas de concentración de Mn total en polvos de calle ($\mu\text{g g}^{-1}$).

En la Figura 18, se muestra el mapa de isolíneas de concentración de Mn bioaccesible en polvos de calle. Se observa que las mayores concentraciones de Mn se encuentran a >0.5 km hacia el este y sureste, aledaños al complejo metalúrgico. Los valores de Mn permanecen altos a >1 km hacia el norte y noreste de la ciudad. Los valores más bajos, entre 50 y 75 $\mu\text{g g}^{-1}$, se observaron hacia el oeste, noroeste y este a más de 2 km de distancia de Met-Mex.

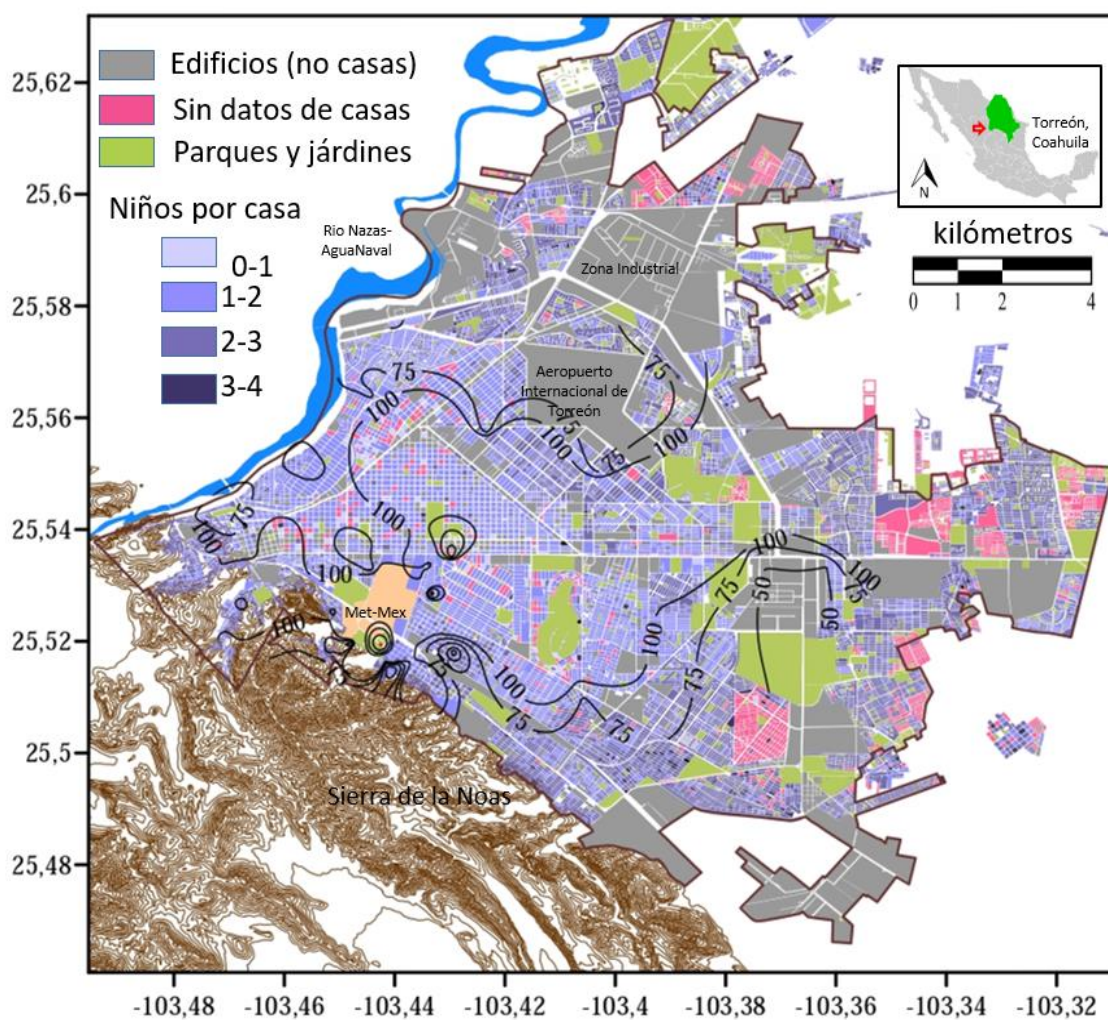


Figura 18. Mapa de isolíneas de concentración de Mn bioaccesible en polvos de calle ($\mu\text{g g}^{-1}$).

8.3. Correlación Mn

Se realizó un análisis de correlación Spearman, con los datos de la Tabla 5, para determinar los niveles de Mn en suelos (total y bioaccesible) disminuyen con la distancia al complejo metalúrgico Met-Mex Peñoles. Esta tendencia negativa y significativa ($p < -0.498$; $p < 0.05$) se observa hacia los ejes Oeste-Este y Norte-Sur. Sin embargo, aunque observa la misma tendencia a disminuir el Mn en polvos de calle con la distancia, esta tendencia no es significativa ($p < 0.05$).

Tabla 5. Análisis de correlación no paramétrica ρ de Spearman en las concentraciones de Mn en suelos y polvos urbanos.

Variable	Por variable	ρ de Spearman	Prob > ρ
µg/g Mn suelos	Distancia desde Met-Mex (Km)	-0.5874	<.0001*
µg/g Mn suelos	Distancia W-E	-0.6105	<.0001*
µg/g Mn suelos	Distancia S-N	-0.4987	0.0351*
µg/g Mn suelos EPA	Distancia desde Met-Mex (Km)	-0.6112	<.0001*
µg/g Mn suelos EPA	Distancia W-E	-0.3345	0.0057*
µg/g Mn suelos EPA	Distancia S-N	-0.7166	0.0008*
µg/g Mn suelos EPA	µg/g Mn suelos	0.8175	<.0001*
µg/g Mn Polvo de calle	Distancia desde Met-Mex (Km)	-0.1740	0.09
µg/g Mn Polvo de calle	Distancia W-E	0.0265	0.8168
µg/g Mn Polvo de calle	Distancia S-N	-0.4047	0.1071
µg/g Mn Polvo de calle	µg/g Mn suelos	-0.0457	0.6776
µg/g Mn Polvo de calle	µg/g Mn suelos EPA	-0.0467	0.683

En el análisis de regresión lineal, se muestra que el Mn total y bioaccesible en los suelos, tienen una asociación significativa ($Mn_{bioacc} = 0.1285(Mn_{total}) + 300.1$; $R^2 = 0.45$, $p < 0.05$). Respecto al Mn en polvo, también se observa una asociación significativa ($p < 0.05$), sin embargo, en las estaciones 3 (<1 km E) y 14 (<1 km S) se observan valores de bioaccesibilidad muy elevados, entre el 60 y 80 del total. No se observa ninguna asociación significativa ($p > 0.05$) entre el Mn total en suelos y en polvos urbanos.

8.4. Factores de concentración

En la Figura 19, se presentan los factores de concentración de Mn en suelos basados en los niveles reportados para la corteza terrestre. Se observa que las estaciones en torno al complejo metalúrgico, presentan FCs desde 8 a 27 veces más altos que los de suelos no contaminados, principalmente hacia el Oeste. También se observa que en la mayoría de sitios no impactados, el valor de FC fue menor que 1.

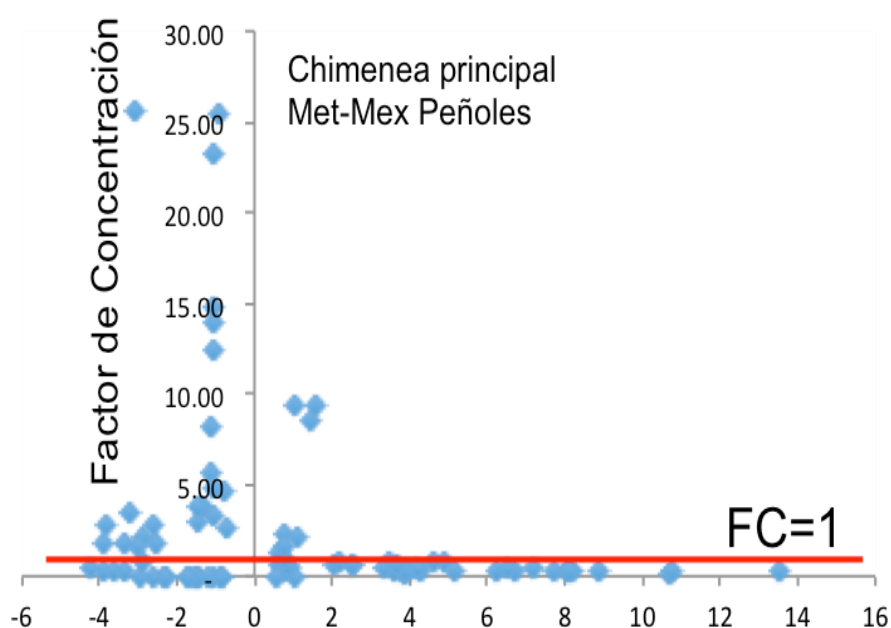


Figura 19. Variación de los factores de concentración de Mn en suelos superficiales en función de la distancia a Met-Mex en la orientación Oeste-Este.

8.5. Contrastar las concentraciones de Mn con los niveles presentes en suelos no afectados y áreas urbanas sin impacto, así como con estándares internacionales.

Un análisis comparativo muestra que los niveles de Mn en los suelos superficiales de Torreón (106 a 18,418 $\mu\text{g g}^{-1}$) muestra que los niveles bajos de Mn son comparables al de otras áreas impactadas (Tabla Anexo 1). Sin embargo, los niveles máximos de este estudio, están dentro de los más altos reportados. Una

excepción son los muy elevados niveles reportados en Molango Hidalgo, México (11,637-106,104 $\mu\text{g g}^{-1}$ dried weight) con actividad minera (Juárez-Santillan et al. 2010). Asimismo, incluso los valores más bajos de Mn, son superiores a los reportadas para sitios no impactados por actividades mino-metalúrgicos. Por ejemplo, en suelos de aluvión a campo abierto afectados por actividad Ferroviaria, en Nueva Orleans LA en Estados Unidos ($32 \pm 294 \mu\text{g g}^{-1}$), los niveles fueron más bajos que en Torreón (Mielke et al, 2002).

Los niveles de Mn en suelos en este estudio (106 a 18,418 $\mu\text{g g}^{-1}$), son mayores a los reportados para la corteza terrestre de 905 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Emsley, 2001), principalmente a distancias <1 km y entre 3-4 km hacia el oeste. Por otro lado, los niveles de Mn en suelos alejados a 4 km presentan valores comparables o menores a los naturales, lo cual evidencia una cierta estabilidad en los niveles ambientales de Mn.

IX. CONCLUSIONES

El estudio confirma la hipótesis inicial, ya que los resultados muestran consistentemente niveles significativamente elevados de Mn en suelos y polvos urbanos en la zona urbana de Torreón, Coahuila. Estos niveles exceden considerablemente los valores naturales y las normas ambientales establecidas, indicando una contaminación pronunciada en la región. La presencia de altas concentraciones de Mn en áreas cercanas a fuentes de emisión industrial, como el complejo metalúrgico Met-Mex Peñoles, sugiere una influencia directa de estas actividades en la calidad del entorno urbano.

Además, la correlación entre los niveles de Mn en suelos y la distancia al complejo metalúrgico refuerza esta asociación. Aunque no se observó una correlación significativa entre los niveles de Mn en suelos y en polvos urbanos, se detectaron áreas con una alta bioaccesibilidad de Mn en polvos urbanos cercanos al complejo metalúrgico. En conjunto, estos hallazgos señalan un riesgo potencial para la salud humana y el medio ambiente en la zona urbana de Torreón, subrayando la urgencia de implementar medidas de mitigación para abordar los efectos adversos de la contaminación por Mn y proteger la salud pública y el entorno ambiental en la región.

En este estudio se determinaron los niveles de Mn en matrices ambientales en la zona urbana de Torreón, Coahuila. Los niveles de Mn total en suelos superficiales variaron desde 106 hasta 18,418 $\mu\text{g g}^{-1}$. Mientras que en polvo de calles desde 68.2 hasta 6,168 $\mu\text{g g}^{-1}$. Las mayores concentraciones en ambas matrices se observaron entorno al complejo metalúrgico. Estas se incrementaron desde 8 a 27 veces más, respecto al valor promedio de la corteza terrestre. Sin embargo, más allá de 2 km, principalmente hacia el norte, noreste y este, los niveles bajaron marcadamente. Por tanto, se concluye que el complejo metalúrgico es fuente de aporte de Mn a la zona urbana de Torreón.

Respecto a la fracción bioaccesible, se determinó que entre 6 hasta 3,435 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Mn total en los suelos superficiales y entre desde 3.57 hasta 1,447 $\mu\text{g g}^{-1}$ del Mn total en los polvos urbanos, es accesible para la biota, incluyendo seres humanos.

Por tanto, una significativa proporción puede ser absorbida y asimilada, causando un daño potencial a la salud, lo cual necesita ser investigado.

Excepto las estaciones entorno al complejo metalúrgico, la mayoría de las estaciones presenta valores de Mn menores al valor promedio de la corteza terrestre de 720. Incluso en la mayoría casos se observan valores más bajos en la zona urbana. Obviamente, eso no ocurrió en estaciones alrededor del complejo metalúrgico.

Respecto al cumplimiento de las normativas de Mn en suelos, se menciona que en México no se tiene ningún límite máximo establecido en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Los niveles de Mn en suelos varían entre 200 y 3,000 $\mu\text{g g}^{-1}$, promediando 545 $\mu\text{g g}^{-1}$. La mayoría de las muestras están cercanas a esos valores. El nivel de referencia para protección de la salud humana calculado para ingestión de suelo + inhalación + contacto dérmico resulta próximo a 11,000 $\mu\text{g g}^{-1}$. Nuestros resultados están por debajo de esos niveles.

X. REFERENCIAS

- Aldape, F., & Hernández-Méndez, B. (1999). Manganese survey in airborne particulate matter from a mining area at Hidalgo State, Mexico. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 150(1-4), 363-369.
- Aljewari, A. F., & Al-Salman, I. M. (2023). Evaluation of Heavy Metals Concentration in Street, Storm and Suspended Dust in Al-Zafaraniya Area, Baghdad-Iraq. *Ibn AL-Haitham Journal For Pure and Applied Sciences*, 36(1), 1-14.
- Annai, A., Radola, D., Choulet, F., Buatier, M., & Gimbert, F. (2021). Impact of ancient iron smelting wastes on current soils: Legacy contamination, environmental availability and fractionation of metals. *Science of The Total Environment*, 776, 145929.
- ATSDR., A. p. (2012). ATSDR. Recuperado el Febrero de 2024, de Reseña Toxicológica del Mn (en inglés): https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts151.pdf
- Boudissa, S. M., Lambert, J., Müller, C., Kennedy, G., Gareau, L., & Zayed, J. (2006). Manganese concentrations in the soil and air in the vicinity of a closed manganese alloy production plant. *Science of the total environment*, 361(1-3), 67-72.
- Bowler, R. M., Gysens, S., Diamond, E., Nakagawa, S., Drezgic, M., & Roels, H. A. (2006). Manganese exposure: neuropsychological and neurological symptoms and effects in welders. *Neurotoxicology*, 27(3), 315-326.
- Butler, L., Gennings, C., Peli, M., Borgese, L., Placidi, D., Zimmerman, N., ... & Claus Henn, B. (2019). Assessing the contributions of metals in environmental media to exposure biomarkers in a region of ferroalloy industry. *Journal of exposure science & environmental epidemiology*, 29(5), 674-687.
- Canfield, D. E., Thamdrup, B., & Hansen, J. W. (1993). The anaerobic degradation of organic matter in Danish coastal sediments: iron reduction, manganese reduction, and sulfate reduction. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 57(16), 3867-3883.
- Cotzias, G. C. (1958). Manganese in health and disease. *Physiological reviews*, 38(3), 503-532.
- Couper, J. (1837). On the effects of black oxide of manganese when inhaled into the lungs. *British Annals of Medicine and Pharmacology*, 1, 41-42.
- Das, A., Sukla, L., Pradhan, N., & Nayak, S. (2011). Manganese biomining: A review. *Bioresource Technology*, 7381-7387.
- Delgado-Iniesta, M. J., Marín-Sanleandro, P., Díaz-Pereira, E., Bautista, F., Romero-Muñoz, M., & Sánchez-Navarro, A. (2022). Estimation of ecological and human health risks posed by heavy metals in street dust of Madrid City (Spain). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(9), 5263.

- Demková, L., Árvay, J., Bobuľská, L., Tomáš, J., Stanovič, R., Lošák, T., Harangozo, L., Vollmannová, A., Bystrická, J., Musilová, J., & Jobbágy, J. (2017). Accumulation and environmental risk assessment of heavy metals in soil and plants of four different ecosystems in a former polymetallic ores mining and smelting area (Slovakia). *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 52(5), 479-490.
- Dobson, A.W., Erikson, K.M., Aschner, M., 2004. Manganese neurotoxicity. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1012, 115–128.
- Economía, 2020. *Gobierno de México*. Recuperado el Marzo de 2024, de Data México: <https://www.economia.gob.mx/datamexico/es/profile/geo/la-laguna>
- Edsall, D. L., Wilbur, F. P., & Drinker, C. K. (1919). The occurrence, course and prevention of chronic manganese poisoning. *Journal of Industrial Hygiene*, 1, 183–193.
- Emsley, John (2001). *Nature's building blocks: an A-Z guide to the elements*. Oxford University Press. pp. 240–242. ISBN 0-19-850341-5.
- Fry, K. L., Gillings, M. M., Isley, C. F., Gunkel-Grillon, P., & Taylor, M. P. (2021). Trace element contamination of soil and dust by a New Caledonian ferronickel smelter: Dispersal, enrichment, and human health risk. *Environmental Pollution*, 288, 117593.
- Fulk, F., Succop, P., Hilbert, T. J., Beidler, C., Brown, D., Reponen, T., & Haynes, E. N. (2017). Pathways of inhalation exposure to manganese in children living near a ferromanganese refinery: A structural equation modeling approach. *Science of the Total Environment*, 579, 768-775.
- Gadd, G.M., 2010. Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. *Microbiology* 156, 609–643.
- Gonzalez, A., & Reif, J. S. (2019). Manganese Exposure and Cognition Across the Lifespan: Contemporary Review and Argument for Biphasic Dose–Response Health Effects. *Current Environmental Health Reports*, 6(4), 207-221.
- He, A., Li, X., Ai, Y., Li, X., Li, X., Zhang, Y., Gao, Y., Liu, B., Zhang, X., Zhang, M., Peng, L.Y., Zhou, M., & Yu, H. (2020). Potentially toxic metals and the risk to children's health in a coal mining city: An investigation of soil and dust levels, bioaccessibility and blood lead levels. *Environment International*, 141, 105788.
- Hobbesland, A., Kjuus, H., Thelle, D.S., 1997. Mortality from nonmalignant respiratory diseases among male workers in Norwegian ferroalloy plants. *Scand. J. Work Environ. Health* 23, 342–350.
- Ibañez-Del Rivero, C., Fry, K. L., Gillings, M. M., Barlow, C. F., Aelion, C. M., & Taylor, M. P. (2023). Sources, pathways and concentrations of potentially toxic trace metals in home environments. *Environmental Research*, 220, 115173.
- Juarez-Santillan, L.F., Lucho-Constantino, C.A., Vazquez-Rodríguez, G.A., CeronUbilla, N.M., Beltran-Hernandez, R.I., 2010. Manganese accumulation in plants of the mining zone of Hidalgo. *Mexico Bioresour. Technol.* 101, 5836–5841.

- Kim, Y., Kim, D. W., Jeong, Y., Kim, H., Seo, J. H., & Choi, B. S. (2019). Manganese exposure and cognitive deficits: a growing concern for manganese neurotoxicity. *Journal of Preventive Medicine and Public Health*, 52(3), 191-199.
- Li, Z., Fang, S., Li, H., Yuan, X., & Tang, J. (2020). Influences of soil physical-chemical properties and land use on heavy metal bioavailability and ecological risk assessment in typical urban–rural transition zone. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(2), 395-409.
- Lima, L. H. V., do Nascimento, C. W. A., da Silva, F. B. V., & Araújo, P. R. M. (2023). Baseline concentrations, source apportionment, and probabilistic risk assessment of heavy metals in urban street dust in Northeast Brazil. *Science of The Total Environment*, 858, 159750.
- Lu, X., Wang, L., Lei, K., Huang, J., & Zhai, Y. (2009). Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China. *Journal of hazardous materials*, 161(2-3), 1058-1062.
- Lucchini, R., Apostoli, P., Perrone, C., Placidi, D., Albini, E., Migliorati, P., Mergler, D., Sassine, M.P., Palmi, S., Alessio, L., 1999. Long-term exposure to “low levels” of manganese oxides and neurofunctional changes in ferroalloy workers. *Neurotoxicology* 20, 287–297.
- Lucchini, R., Selis, L., Folli, D., Apostoli, P., Mutti, A., Vanoni, O., Iregren, A., Alessio, L., 1995. Neurobehavioral effects of manganese in workers from a ferroalloy plant after temporary cessation of exposure. *Scand. J. Environ. Health* 21, 143–149.
- Lucchini, RG, Martin, CJ y Doney, BC (2009). Del manganismo al parkinsonismo inducido por manganeso: un modelo conceptual basado en la evolución de la exposición. *Medicina neuromolecular* , 11 , 311-321.
- Martin, C. (2006). Manganese neurotoxicity: Connecting the dots along the continuum of dysfunction. *Neurotoxicology*, 27, 347–349.
- Martin, J. M., & Meybeck, M. (1979). Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Marine chemistry*, 7(3), 173-206.
- Mendoza, C. J., Garrido, R. T., Quilodrán, R. C., Segovia, C. M., & Parada, A. J. (2017). Evaluation of the bioaccessible gastric and intestinal fractions of heavy metals in contaminated soils by means of a simple bioaccessibility extraction test. *Chemosphere*, 176, 81-88.
- Mielke, H. W., Gonzales, C. R., Powell, E., Shah, A., & Mielke, P. W. (2002). Natural and anthropogenic processes that concentrate Mn in rural and urban environments of the lower Mississippi River Delta. *Environmental research*, 90(2), 157-168.
- Okita, P.M., Maynard, J.B., Spiker, E.C., Force, E.R., 1988. Isotopic evidence for organic matter oxidation by manganese reduction in the formation of stratiform manganese carbonate ore. *Geochim. Cosmochim.* 52, 2679– 2685.
- Oulhote, Y., Mergler, D., Barbeau, B., Bellinger, D.C., Bouffard, T., Brodeur, M.E., Saint-Amour, D., Legrand, M., Sauve, S., Bouchard, M.F., 2014. Neurobehavioral function

in school-age children exposed to manganese in drinking water. *Environ. Health Perspect.* 122, 1343–1350.

Padoan, E., Romè, C., & Ajmone-Marsan, F. (2017). Bioaccessibility and size distribution of metals in road dust and roadside soils along a peri-urban transect. *Science of the Total Environment*, 601, 89-98.

Pavilonis, B. T., Liroy, P. J., Guazzetti, S., Bostick, B. C., Donna, F., Peli, M., Zimmerman, N.J., Bertrand, P., Lucas, E., Smith, D., Georgopoulos, P.G., Mi, Z., Royce, S.G., & Lucchini, R. G. (2015). Manganese concentrations in soil and settled dust in an area with historic ferroalloy production. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 25(4), 443-450.

Perez, R., Miranda, S., Campos, A., Carrillo, J., Ramírez, E., García, G., & Herrera, E. (2012). Size Distribution of Particulate Matter of Metals in Urban Aerosols, Comarca Lagunera, Mexico. *Journal of Environmental Science and Engineering A*, 1260.

PROAIRE, 2015. Programa para Mejorar la Calidad del Aire en la Región de la Comarca Lagunera 2010-2015. Gobierno del Estado de Coahuila, Gobierno del Estado de Durango, SEMARNAT. Pp. 159. Accesado en Marzo 2024: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/69302/1_ProAire_Comarca_Lagunera_2010-2015.pdf

Rashed, M. N. (2008). Total and extractable heavy metals in indoor, outdoor and street dust from Aswan City, Egypt. *Clean–soil, air, water*, 36(10-11), 850-857.

Rodier, J. (1955). Manganese poisoning in Moroccan miners. *British Journal of Industrial Medicine*, 12.

Rodríguez-Agudelo, Y., Riojas-Rodríguez, H., Ríos, C., Rosas, I., Pedraza, E. S., Miranda, J., Siebe, C., Texcalac, J. L., & Santos-Burgoa, C. (2006). Motor alterations associated with exposure to manganese in the environment in Mexico. *Science of the Total Environment*, 368(2-3), 542-556.

Roels, H., Lauwerys, R., Buchet, J.P., Genet, P., Sarhan, M.J., Hanotiau, I., de Fays, M., Bernard, A., Stanescu, D., 1987. Epidemiological survey among workers exposed to manganese: effects on lung, central nervous system, and some biological indices. *Am. J. Indus. Med.* 11, 307–327.

Roels, H.A., Ghyselen, P., Buchet, J.P., Ceulemans, E., Lauwerys, R.R., 1992. Assessment of the permissible exposure level to manganese in workers exposed to manganese dioxide dust. *Br. J. Ind. Med.* 49, 25–34

Roth, J. A. (2006). Homeostatic and toxic mechanisms regulating manganese uptake, retention, and elimination. *Biological Research*, 39, 45–57.

Schiavo, B., Meza Figueroa, D., Pedroza, M. M., Vidal Solano, J., Gonzalez Grijalva, B., Navarro Espinoza, S., . . . Cenicerós Gómez, A. (2021). In vitro assessment oral and respiratory bioaccessibility of Mn in school. *Applied Geochemistry* 134, 105102..

SEGOB. (06 de 03 de 2017). *Secretaría de Gobernación*. Recuperado el Marzo de 2024, de [Diario Oficial de la Federación](#):

https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5475373&fecha=06/03/2017#gsc.tab=0

- Skorbiłowicz, M., Trybułowski, Ł., & Skorbiłowicz, E. (2023). Spatial Distribution and Pollution Level of Heavy Metals in Street Dust of the City of Suwałki (Poland). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(6), 4687.
- Smith, D., Gwiazda, R., Bowler, R., Roels, H., Park, R., Taicher, C., et al. (2007). Biomarkers of manganese exposure in humans. *American Journal of Industrial Medicine*, 50(11), 801–811.
- Smyth, L. T., Ruhf, R. C., Whitman, N. E., & Dugan, T. (1973). Clinical manganism and exposure to manganese in the production and processing of ferromanganese alloy. *Journal of Occupational Medicine*, 15(2), 101–109.
- Soto Jimenez, M., Roos Muñoz, S., Soto Morales, S., Gomez Lizarraga, L., & Bucio Galindo, L. (2023). Environmental and health implications of Pb-bearing particles in settled urban dust from an arid city affected by Pb–Zn factory emissions. *Nature Portfolio*.
- Soto-Jiménez, M. F., & Flegal, A. R. (2011). Metal-contaminated indoor and outdoor housedust from a neighborhood Smelter area in Torreón, Mexico. *Procedia Environmental Sciences*, 4, 134-137.
- Soto-Jiménez, M.F., Roos-Muñoz, S., Soto-Morales, S. *et al.* Environmental and health implications of Pb-bearing particles in settled urban dust from an arid city affected by Pb–Zn factory emissions. *Sci Rep* **13**, 21287 (2023). <https://doi.org/10.1038/s41598-023-48593-5>
- Twaróg, A., Mamak, M., Sechman, H., Rusiniak, P., Kasprzak, E., & Stanek, K. (2020). Impact of the landfill of ashes from the smelter on the soil environment: case study from the South Poland, Europe. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(5), 1453-1467.
- Ulutaş, K. (2023). Spatial distribution, contamination levels, source identification and human health risk assessment of potentially toxic elements in street dust in urban area in Libya. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 32(1), 125-146.
- USEPA, 1997. Exposure Factors Handbook. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. EPA/600/P-95/002Fa.
- Von Jaksch, R. (1909). Ueber gehaupte diffuse Erkrankun- gen des Gehirns und Ruckenmarks, an den Typus der multiplen Sklerose mahnend, welche durch eine besondere Aetiologie gekennzeichnet sind. *Klein Rundsch*, 15, 729–733 (in German).
- Wang, R., Luo, X. S., & Zhong, G. H. (2017). Human health risk assessment of heavy metals in soil-vegetable system: A multi-medium analysis. *Science of The Total Environment*, 575, 115-124.

- Williams, M., Todd, G.D., Roney, N., Crawford, J., Coles, C., McClure, P.R., Garey, J.D., Zaccaria, K., Citra, M., 2012. Toxicological Profile for Manganese. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) Toxicological Profiles, Atlanta (GA).
- Yamada, M., Ohno, S., Okayasu, I., Okeda, R., Hatakeyama, S., Watanabe, H., Ushio, K., Tsukagoshi, H., 1986. Chronic manganese poisoning: a neuropathological study with determination of manganese distribution in the brain. *Acta Neuropathol.* 70, 273–278.
- Yu, R., Cui, Z., Luo, N., & Yu, Y. (2022). Detection and Assessments of Sources and Health Hazards Caused by Heavy Metals in the Dust of Urban Streets in Harbin, Northeast China. *Sustainability*, 14(18), 11657.
- Yu, Y., Ding, J., Zhu, Y., Wang, J., Wu, Y., & Li, H. (2018). Soil heavy metal contamination and health risks associated with artisanal gold mining in Tongguan, Shaanxi, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 165, 66-74.
- Zhang, Y., Zhu, H., Li, Z., Xie, X., Deng, S., & Liu, M. (2019). Health risk assessment and pollution source identification of heavy metals in soils of northeast China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(3), 392.
- Žibret, G., Van Tonder, D., & Žibret, L. (2013). Metal content in street dust as a reflection of atmospheric dust emissions from coal power plants, metal smelters, and traffic. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(7), 4455-4468. doi: 10.1007/s11356-012-1398-7
- Zota, A. R., Schaidler, L. A., Ettinger, A. S., Wright, R. O., Shine, J. P., & Spengler, J. D. (2011). Metal sources and exposures in the homes of young children living near a mining-impacted Superfund site. *Journal of exposure science & environmental epidemiology*, 21(5), 495-505.

XI. ANEXO

Anexo 1. Compilación de estudios en la literatura reportando niveles de Mn en matrices urbanas de distintas regiones del mundo.

Sitio	Concentraciones de Mn	Fuente de contaminación	Referencia
Roca ($\mu\text{g g}^{-1}$)			
Nouméa, French	500	Fondo	Fry et al. (2021)
Suelo sub-superficial ($\mu\text{g g}^{-1}$)			
Montreal, Canada			
Planta cerrada, en la dirección prevalente de los vientos SO-NE	Superf 266,277 $\pm$ 45,296 vs 3,079 $\pm$ 843 Sub-superf 283,001 $\pm$ 23,043 vs 2,986 $\pm$ 2,643	Planta Ferromanganeso	Boudissa et al. 2006
Mapocho, Chile	1154 $\pm$ 13	Actividades industriales y mineras.	Mendoza et al. 2017
Rancagua, Chile	693 $\pm$ 12		
Cachapoal, Chile	944 $\pm$ 7		
Nouméa, French	720	fondo	Fry et al. (2021)
Suelo ($\mu\text{g g}^{-1}$)			
Nueva Orleans	32 $\pm$ 294 ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Ferroviario, aluvión a campo abierto	(Mielke et al, 2002).
Hermosillo Sonora	1725.7 $\pm$ 582.9 ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Trafico, zonas áridas, contenido mineralógico. Todorokita	(Schiavo et al, 2021)
Central Mexico	119.25 $\pm$ 85.78 (11.84-264)	Planta de refinación primaria de mineral	Santos-Burgoa et al. 2001
Molango in Hidalgo, México	6-280 $\mu\text{g g}^{-1}$	Manganeso en sustratos y yacimientos de mineral.	Rodríguez-Agudelo et al. (2006)
Molango in Hidalgo, México	11.637-106,104 $\mu\text{g g}^{-1}$ dried weight	Actividad minera	Juárez-Santillan et al. 2010
Ottawa, Canada	396 $\pm$ 225 (112-1587) Median: 353	Zona minera abandonada	Zota et al., 2011
Valcamonica, Italy	2500 $\pm$ 4800 (190–47,000) Geometric mean: 1300	Producción de ferroaleaciones	Pavilonis et al. (2014)
Turin, Italy	857 $\pm$ 173 (589-1195) Median: 817	Tráfico de vehículos e industria automotriz y metalúrgica.	Padoan et al. 2017
Brescia, Italy	Median: 699.78	Industria de ferroaleaciones	Butler et al. 2019

Spiš, Slovakia	459–3465	Área de extracción y fundición de minerales polimetálicos	Demková et al. (2017)
Marietta, Ohio, United States	597±366 (94–2,229) Median: 552	Refinería de ferromanganeso	Fulk et al. (2017)
Mapocho, Chile	1154	Actividades industriales y mineras.	Mendoza et al. 2017
Rancagua, Chile	693		
Cachapoal, Chile	944	Tráfico vehicular e industrias metalúrgicas.	Padoan et al. 2017
Turin, Italy	857±173 (589-1,195) Median: 817		
Yulin, China	374.32±89.01 (152.70 - 663.40) Median: 369.9	Minería de carbón	He et al. (2020)
Poland	500	<i>Fondo</i>	Twaróg et al. (2020)
	901±553.8 (299.2 - 2616.3) Median: 761.3	Vertedero de cenizas metalúrgicas	
Puisaye, France	3,522±1,877 (2,316-5,022)	Residuos de fundición de hierro	Amnai et al. (2021)
Berthelange, France	3,869±2,873 (1,984-8,151)		
Nouméa, French	958 (223–1920) Median: 1050	Fundición de ferroníquel	Fry et al. (2021)
Sydney, Australia	235±129 (13-859) Median: 200		Ibañez-Del Rivero et al. 2023
<i>Polvo de la carretera (µg g⁻¹)</i>			
Aswan City, Egypt	35.65±10.2 (23–89)	Carga de tráfico pesado	Rashed et al. 2008
Baoji, China	804.18± 687.70 (544.5-2335.8) Median: 687.70	Urbanización e industrialización	Lu et al. 2009
Witbank, Africa	2,264±2.890 (610-20,000) Median: 1,440	fundiciones de metales	Žibret et al. (2013)
Turin, Italy	527±87 (380-681) Median: 517	Tráfico vehicular e industrias metalúrgicas.	Padoan et al. 2017
Yulin, China	348.49±68.38 (186.3-560.1) Median: 348.2		
Nouméa, French	1220 (172–4290) Median: 1200	Fundición de ferroníquel	Fry et al. (2021)
Harbin, China	745.34±153.22 (238.29- 1164.59) Median: 755.16	Fundiciones de hierro, centrales eléctricas de carbón, industrias	Yu et al. 2022

		químicas, de maquinaria y automovilísticas.	
Al-Zafaraniya, Iraq	489.8	Sitios de actividad industrial, talleres de servicios, actividad empresarial y zonas residenciales.	Aljewari and Salman 2023
Sydney, Australia	477±142 (268-842) Median: 451		Ibañez-Del Rivero et al. 2023
Recife, Brazil	315.6±60.2 (229-423) Median: 299.3	Fabricación de vehículos y vidrio.	Lima et al. 2023
Suwałki, Poland	194.78±101.71 (63.68- 397.33)	Actividad industrial, viajes en vehículos de motor y fuentes naturales.	Skorbiłowicz et al. 2023
Zawiya, Libya	43.73± 9.19 (31.34-75.83) Median: 40.66	Urbanización, circulación de vehículos, industria, talleres de reparación de vehículos y desguaces, comercio y agricultura.	Ulutaş 2023
Polvo exterior ($\mu\text{g g}^{-1}$)			
Aswan, Egypt	190±34 (103-220)	Carga de tráfico pesado	Rashed et al. 2008
Valcamonica, Italy	1300±1400 (410–8200) Geometric mean: 1000	Producción de ferroaleaciones	Pavilonis et al. (2014)
agnolo Mella, Italy (planta activa)	487–183,000	Plantas de aleaciones de ferromanganeso	Lucas et al. (2015)
Valcamonica, Italy (plantas históricamente activas)	407–8240		
Garda Lake, Italy (sin antecedentes de actividad de la planta)	258–7240		

Estarreja, Portugal Cantabria, Spain	265±69 (186-472) Median: 246 Roof dust <70 µm: 322,507± 139,275	Actividad agrícola e industrial. Planta de aleación de manganeso.	Reis et al. 2015 Hernández-Pellón et al. 2017
Brescia, Italy	Roof dust 70-100 µm: 161,537±211,227 Median: 1,432.28	Industria de ferroaleaciones	Butler et al. 2019
Kuangshan, China	1,067.3± 235.8 (619-2,007.8) Median: 1,058.1	Minería de minerales	Cao et al. 2022
Al-Zafaraniya, Baghdad-Iraq	827.2 Este valor corresponde a tolvaneras (dust storm).	Sitios de actividad industrial, talleres de servicios, actividad empresarial y zonas residenciales.	Aljewari and Salman 2023
Polvo interior (µg g⁻¹)			
Hong Kong, China	Median: 168-283.3	Tráfico y antigüedad del edificio y del barrio.	Tong et al. 2000
Plymouth, United Kingdom	285-2,510 Geometric median: 484		Turner and Ip 2007
Aswan, Egypt	188±31.16 (138–237)	Carga de tráfico pesado	Rashed et al. 2008
Ottawa, Canada	143±98 (18-616) Median:121	Zona minera abandonada	Zota et al. 2011
Istanbul, Turkey	8–1,300	Transporte aéreo transfronterizo de contaminantes procedentes de Europa, contaminación por ser megaciudad y tráfico intenso	Kurt-Karakus 2012
Evaluación de Salud de Madres y Niños de Salinas Valcamonica, Italy	171±68 (2-414) 410±340 (60–2,100) Geometric mean: 330	Agricultura producción de ferroaleaciones	Gunier et al. (2014) Pavilonis et al. (2014)
Bagnolo Mella, Italy (planta activa)	129-18,500	Plantas de aleaciones de ferromanganeso	Lucas et al. (2015)

Valcamonica, Italy (plantas históricamente activas)	59.7-2110		
Garda Lake, Italy (sin antecedentes de actividad de la planta)	20.8-2000		
Estarreja, Portugal	178±58 (98-304) Median: 173	Actividad agrícola e industrial.	Reis et al. 2015
Brescia, Italy	Median: 379.50	Industria de ferroaleaciones	Butler et al. 2019
Nouméa, French	517 (179–1,110) Median: 433	Fundición de ferroníquel	Fry et al. (2021)
Kuangshan, China	1,010.3± 301.3 (451.2- 1,848.3) Median: 962.8	Minería de minerales	Cao et al. 2022
Sydney, Australia	265±131 (16-863) Median: 242	Antigüedad de la vivienda, materiales de construcción, renovaciones recientes y deterioro del estado de la pintura.	Ibañez-Del Rivero et al. 2023