



**INSTITUTO POTOSINO DE INVESTIGACIÓN
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA, A.C.**

POSGRADO EN GEOCIENCIAS APLICADAS

**Elementos potencialmente tóxicos en el polvo
urbano de la zona metropolitana de San Luis
Potosí.**

Tesis que presenta

Rodrigo Merced Rodríguez Rodríguez

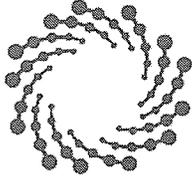
Para obtener el grado de

Maestro en Geociencias Aplicadas

Director de la Tesis:

Dra. Nadia Valentina Martínez Villegas

San Luis Potosí, S.L.P., Febrero de 2020



IPICYT

Constancia de aprobación de la tesis

La tesis "***Elementos potencialmente tóxicos en el polvo urbano de la zona metropolitana de San Luis Potosí***" presentada para obtener el Grado de Maestro en Geociencias Aplicadas, fue elaborada por **Rodrigo Merced Rodríguez Rodríguez** y aprobada el cinco de febrero del dos mil veinte por los suscritos, designados por el Colegio de Profesores de la División de Geociencias Aplicadas del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Dra. Nadia Valentina Martínez Villegas
Directora de la tesis

Dr. José Tuxpan Vargas
Miembro del Comité Tutorial

Dr. Agustín Robles Morúa
Miembro del Comité Tutorial

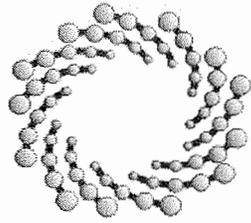
Dra. Diana María Meza Figueroa
Miembro del Comité Tutorial



Créditos Institucionales

Esta tesis fue elaborada en el Laboratorio de Hidrogeoquímica de la División de Geociencias Aplicadas del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., bajo la dirección de la Dra. Nadia Valentina Martínez Villegas. Durante la realización del trabajo el autor recibió una beca académica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (No. de registro: 636035) y del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C.

El autor agradece particularmente el apoyo de la Dra. Diana Meza Figueroa y de la M. en C. Belem González Grijalva del Departamento de Geología, División de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad de Sonora por las facilidades otorgadas para realizar los análisis de fluorescencia de rayos x y microscopía electrónica de barrido.



IPICYT

Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Acta de Examen de Grado

El Secretario Académico del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., certifica que en el Acta 054 del Libro Primero de Actas de Exámenes de Grado del Programa de Maestría en Geociencias Aplicadas está asentado lo siguiente:

En la ciudad de San Luis Potosí a los 5 días del mes de febrero del año 2020, se reunió a las 16:00 horas en las instalaciones del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., el Jurado integrado por:

Dr. José Tuxpan Vargas

Presidente

IPICYT

Dra. Nadia Valentina Martínez Villegas

Secretaria

IPICYT

a fin de efectuar el examen, que para obtener el Grado de:

MAESTRO EN GEOCIENCIAS APLICADAS

sustentó el C.

Rodrigo Merced Rodríguez Rodríguez

sobre la Tesis intitulada:

Elementos potencialmente tóxicos en el polvo urbano de la zona metropolitana de San Luis Potosí

que se desarrolló bajo la dirección de

Dra. Nadia Valentina Martínez Villegas

El Jurado, después de deliberar, determinó

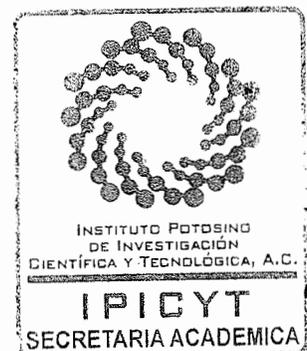
APROBARLO

Dándose por terminado el acto a las 17:35 horas, procediendo a la firma del Acta los integrantes del Jurado. Dando fe el Secretario Académico del Instituto.

A petición del interesado y para los fines que al mismo convengan, se extiende el presente documento en la ciudad de San Luis Potosí, S.L.P., México, a los 5 días del mes de febrero de 2020.

Dr. Marcial Bonilla Marín
Secretario Académico

Mtra. Ivonne Lizette Cuevas Vélez
Jefa del Departamento del Posgrado



A una de las mujeres más importante en mi vida...

Ramona Rodríguez Hernández

Agradecimientos

Agradezco profundamente a mi familia, especialmente a mi madre Ramona, a mi hermana Nohemí (la Muñe) y mi hermano Gabriel (el Gordo) por su apoyo, amor y comprensión. A mis sobrin@s Melanie, Jahel, José Ángel, Ricardo y Aquiles, que cada vez que iba de visita a Hermosillo me llenaban siempre de amor, paz y fortaleza, a Juan, por todo su apoyo durante esta etapa de mi vida.

Agradezco a la Dra. Nadia Martínez Villegas, por todo el aprendizaje, confianza, apoyo y amistad que me ha brindado para mi desarrollo profesional y personal.

A la Dr. Diana Meza Figueroa por su disposición y valiosa contribución para el desarrollo de este trabajo.

A los Dres. José Tuxpan y Agustín Robles por sus observaciones y recomendaciones para mejorar este trabajo.

A mis compañer@s y amig@s Dalia, Felipe, Lucero, Andrea, JJ, Nadia y especialmente a Jazz y Yunnuel por todo su apoyo, enseñanzas y aportaciones para el desarrollo de este trabajo.

Contenido

Constancia de aprobación de la tesis.....	ii
Créditos Institucionales.....	iii
Acta de examen.....	iv
Agradecimientos.....	vi
Lista de tablas.....	ix
Lista de figuras.....	x
Resumen.....	xiv
Abstract.....	xvi
1. Introducción.....	1
1.1. Polvo urbano, fuentes y riesgo a la salud humana.....	1
1.2. Antecedentes.....	9
1.2.1. Antecedentes mundiales.....	9
1.2.2. Antecedentes locales.....	14
1.3. Hipótesis.....	17
1.4. Objetivos.....	17
1.4.1. Objetivo general.....	17
1.4.2. Objetivos específicos.....	17
2. Generalidades del área de estudio.....	19
2.1. Localización.....	19
2.2. Clima.....	21
2.3. Hidrografía.....	23
2.4. Edafología.....	24
2.5. Fisiografía.....	24
2.6. Geología Local.....	25
3. Materiales y métodos.....	26
3.1. Muestreo.....	26
3.2. Fluorescencia de Rayos X (FRX).....	29
3.2.1. Preparación de muestras para FRX.....	29
3.2.2. Análisis elemental con FRX.....	30

3.3. Microscopía electrónica de barrido (MEB)	32
3.3.1. Preparación de muestras para MEB	32
3.3.2. Análisis con MEB	33
3.4. Análisis de datos	35
3.4.1. Análisis estadístico descriptivo	36
3.4.2. Análisis estadístico multivariante	36
3.4.2.1. Prueba de normalidad	36
3.4.2.2. Matriz de correlación de Pearson y Spearman	37
3.4.2.3. Análisis de componentes principales (PCA)	38
3.4.2.4. Análisis clúster o de conglomerados (AC)	39
3.5. Análisis espacial y temporal	39
4. Resultados	41
4.1. Concentración y origen de EPT en polvo urbano	41
4.2. Análisis estadístico.	45
4.2.1. Prueba de normalidad	45
4.2.2. Matriz de correlación	46
4.2.2.1. Matriz de correlación de Spearman	46
4.2.2.2. Matriz de correlación de Pearson	48
4.2.3. Análisis de componentes principales (PCA)	50
4.2.4. Análisis de clúster (AC)	53
4.3. Análisis espacial y temporal	55
4.3.1. Variabilidad espacial y temporal de EPT por cuenca urbana	55
4.3.2. Distribución espacial y temporal de EPT en el polvo urbano	60
4.4. Conteo de partículas	69
5. Conclusiones	79
6. Bibliografía	81

Lista de tablas

Tabla 1. Efectos a la salud humana asociados a la exposición de algunos EPT	4
Tabla 2. Tamaño de partícula (μm) correspondiente al número de malla (#) de los diferentes tamices utilizados.	30
Tabla 3. Interpretación del tamaño de correlación de Pearson y Spearman (Hinkle et al., 2003)	38
Tabla 4. Concentraciones máximas, mínimas, promedio y valores de fondo de EPT en partículas $<20\mu\text{m}$ (malla #635.).....	44
Tabla 5. Resultados de prueba de normalidad por Shapiro-Wilk para los EPT en partículas $<20\mu\text{m}$	45
<i>Tabla 6. Matriz de correlación de Spearman para los muestreos PRE y POST. Los valores por encima de la diagonal corresponden al muestreo PRE, mientras que los valores por debajo de la diagonal corresponden al muestreo POST.....</i>	<i>47</i>
<i>Tabla 7. Matriz de correlación de Pearson para los muestreos PRE y POST. Los valores por encima de la diagonal corresponden al muestreo PRE, mientras que los valores por debajo de la diagonal corresponden al muestreo POST.....</i>	<i>49</i>
Tabla 8. Resultados del análisis PCA para los muestreos PRE y POST, donde se muestran las variables (EPT) de mayor contribución en cada uno de los componentes principales, el eigenvalor, % de varianza y % acumulado.	51

Lista de figuras

<i>Figura 1. Clasificación de partículas suspendidas totales (Ferreira-Baptista y Miguel, 2005; Satsangi y Yadav, 2014).</i>	6
<i>Figura 2. Capacidad de penetración de las partículas <10 µm (fracción inhalable) dentro del sistema tracto respiratorio (Plumlee y L. Ziegler, 2007).</i>	7
<i>Figura 3. Localización geográfica del área de estudio, donde el límite entre los municipios de San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez</i>	21
<i>Figura 4. Precipitación promedio mensual, donde se puede observar a) la temporada de lluvias y la temporada de secas, así como b) las precipitaciones promedio en ambas temporadas (CONAGUA, 2018)</i>	22
<i>Figura 5. Dirección preferencial del viento durante las temporada de a) secas y b) lluvias (CONAGUA, 2018).</i>	23
<i>Figura 6. Mapa de la ZMSLP donde se observa el límite entre San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez, 12 cuencas urbanas que resultaron del procesamiento en ArcGis, la distribución espacial de los 38 puntos de muestreo de polvo urbano, los puntos de muestreo para los valores de fondo así como la ubicación de la zona industrial y la planta metalúrgica IMMSA.</i>	27
<i>Figura 7. a) Recolección de muestra de polvo urbano en un área de 2x2 m² utilizando cepillos y b) colectores de polietileno así como el registro de la misma en la c) cadena de custodia.</i>	28

<i>Figura 8. Equipo utilizado durante la preparación de las muestras para analizar por PXRF, a) Horno de secado Felisa FE-291, b) Rotap SS-30 y c) baño ultrasónico.</i>	29
<i>Figura 9. Equipo portátil de fluorescencia de rayos X (PXRF) ThermoScientific Niton FXL.</i>	31
<i>Figura 10. Esquema de la cámara de resuspensión en donde partículas de polvo urbano (idealmente <20 μm) se montan sobre cinta de carbono pegada en un pin para análisis de microscopía para su posterior análisis de distribución de tamaño de partícula.</i>	33
<i>Figura 11. a) Pin con partículas de polvo urbano resuspendidas sobre un portamuestras y b) Equipo de escritorio de microscopía electrónica de barrido Thermo Scientific™ Phenom ProX, en el que se muestran en la pantalla las partículas <20 μm previamente resuspendidas.</i>	34
<i>Figura 12. Identificación y caracterización de las partículas de una muestra de polvo urbano: a) micrografía electrónica y b) agrupación e iluminación de partículas de polvo urbano de tamaños similares.</i>	35
<i>Figura 13. Concentración elemental promedio de muestra de polvo urbano en función del tamaño de partícula para el muestreo PRE y POST temporada de lluvias.</i>	41
<i>Figura 14. Resultados de PCA, para el muestreo a) PRE y b) POST donde se observan los tres componentes principales y las variables de mayor contribución para cada componente.</i>	51

<i>Figura 15. Resultados del análisis de clúster para los muestreo PRE y POST mostrando dos grupos principales muy probablemente asociados a su origen geogénico (color verde) y antropogénico (color rojo).</i>	54
<i>Figura 16. Resultados de las gráficas boxplot para los muestreo PRE y POST por cuenca urbana para a) As, b) Pb, c) Zn y d) Cr, donde se observa también los valores medios del fondo geoquímico.</i>	58
<i>Figura 17. Resultados de las gráficas boxplot para los muestreo PRE y POST por cuenca urbana para a) Fe, b) Mn, c) Cu, donde se observa también los valores medios del fondo geoquímico.</i>	59
<i>Figura 18. Mapas de distribución espacial y temporal para los muestreo PRE y POST de a) As y b) Zn, donde se observa la dirección preferencial del viento para ambos muestreos, el drenaje superficial, cuencas urbanas y la ubicación de IMMSA y la Zona Industrial.</i>	63
<i>Figura 19. Mapas de distribución espacial y temporal para los muestreo PRE y POST de a) Pb y b) Cr, donde se observa la dirección preferencial del viento para ambos muestreos, el drenaje superficial, cuencas urbanas y la ubicación de IMMSA y la Zona Industrial.</i>	65
<i>Figura 20. Mapas de distribución espacial y temporal para los muestreo PRE y POST de a) Cu, b) Fe y C) Mn, donde se observa la dirección preferencial del viento para ambos muestreos, el drenaje superficial, cuencas urbanas y la ubicación de IMMSA y la Zona Industrial.</i>	67
<i>Figura 21. Histograma del conteo de partículas <20 µm para la muestra 05 de los muestreo a) PRE y b) POST.</i>	70

<i>Figura 22. Histograma del conteo de partículas <20 μm para la muestra 08 de los muestreo a) PRE y b) POST.</i>	71
<i>Figura 23. Histograma del conteo de partículas <20 μm para la muestra 12 de los muestreo a) PRE y b) POST.</i>	72
<i>Figura 24. Histograma del conteo de partículas <20 μm para la muestra 18 de los muestreo a) PRE y b) POST.</i>	73
<i>Figura 25. Histograma del conteo de partículas <20 μm para la muestra 21 de los muestreo a) PRE y b) POST.</i>	74
<i>Figura 26. Histograma del conteo de partículas <20 μm para la muestra 28 de los muestreo a) PRE y b) POST.</i>	75
<i>Figura 27. Histograma del conteo de partículas <20 μm para la muestra 32 de los muestreo a) PRE y b) POST.</i>	76
<i>Figura 28. Histograma del conteo de partículas <20 μm para la muestra 38 de los muestreo a) PRE y b) POST.</i>	77

Resumen

Por su origen, el polvo urbano puede contener elementos potencialmente tóxicos (EPT). En zonas semiáridas, como es el caso de la Zona Metropolitana de San Luis Potosí (ZMSLP) la cual se ubica en el centro de México, dicho polvo puede ser resuspendido a la atmósfera por la acción erosiva del viento y exponer a la población a dichos elementos. Además, la escorrentía superficial generada durante los eventos de precipitación puede favorecer el transporte de EPT hacia bajos topográficos o cuencas urbanas donde, posteriormente, pueden ser resuspendidos por viento y/o transporte urbano. Por tal motivo, los objetivos de esta investigación fueron: i) delimitar las cuencas urbanas de la ciudad de SLP, utilizando un modelo de elevación digital (15x15m) y ArcGis, ii) determinar la concentración de Fe, Zn, Mn, Zr, Sr, Sc, Pb, Cu, Cr, V y As por fluorescencia de rayos X, en diferentes tamaños de partícula (53, 44, 25, 20 y <20 μ m), en 38 muestras de polvo de calles pavimentadas recolectadas en las zonas alta, media y baja de 9 cuencas urbanas, antes y después de la temporada de lluvias, iii) establecer si la fuente de origen de dichos elementos es geogénica y/o antropogénica a través de una comparación con los valores de fondo geoquímico, iv) identificar valores anómalos de EPT y establecer orígenes comunes probables a través un análisis estadístico multivariado (de correlación, de componentes principales y tipo clúster) y v) determinar el tamaño predominante de partícula por microscopía electrónica de barrido utilizando el software Phenom ParticleMetric X. Los resultados de este trabajo permitieron definir 12 cuencas urbanas, en donde las concentraciones elementales en promedio fueron de 55,117 mg/kg para Fe,

3,735 mg/kg para Zn, 2,358 mg/kg para Mn, 287 mg/kg para Pb, 480 mg/kg para Cu, 283 mg/kg para Sc, 531 mg/kg para Zr, 84 mg/kg para Sr, 80 mg/kg para As, 159 mg/kg para Cr y 66 mg/kg para V. Lo anterior, en la fracción <20µm. Dichas concentraciones fueron, mayores que las concentraciones geoquímicas de fondo y más altas antes de la temporada de lluvias que después de ésta para Fe, Cu, Mn, Zn, Pb, Cr y As, lo que podría indicar una fuente de origen antropogénica para estos elementos, mientras que la concentración promedio de Sr, Sc, V y Zr en ambos muestreos se encuentra muy similar a los valores de fondo, lo que podría indicar que estos elementos pueden provenir de una fuente de origen geogénica. El análisis estadístico reveló dos grupos principales, en el primero se agrupan Fe, Zn, Mn, Cu, Pb, As y Cr y en el segundo Sc, Sr, Zr y V, lo que sugiere que las fuentes de estos dos grupos son distintas. El conteo de partículas reveló que los polvos recolectados contienen partículas de tamaño <2.5µm, resaltando un riesgo latente de penetración de dichas partículas posiblemente hasta los bronquios secundarios, e incluso hasta los alvéolos, la parte más profunda del pulmón.

Palabras clave: Polvo urbano, elementos potencialmente tóxicos, riesgo, San Luis

Potosí.

Abstract

By its origin, urban dust may contain potentially toxic elements (PTE). In semi-arid areas, such as the San Luis Potosí Metropolitan Zone (ZMSLP) which is located in central Mexico, this dust can be resuspended to the atmosphere by the erosive action of the wind and expose the population to said elements. In addition, surface runoff generated during precipitation events may favor the transport of PTE to topographic lows or urban basins where, subsequently, they can be resuspended by wind and / or urban transport. For this reason, the objectives of this research were: i) to delimit the urban basins of the city of SLP, using a digital elevation model (15x15m) and ArcGis, ii) determine the concentration of Fe, Zn, Mn, Zr, Sr, Sc, Pb, Cu, Cr, V and As by X-ray fluorescence, in different particle sizes (53, 44, 25, 20 and <20 μ m), in 38 dust samples of paved streets collected in the high areas, average and low of 9 urban basins, before and after the rainy season, iii) establish whether the source of these elements is geogenic and / or anthropogenic through a comparison with the geochemical background values, iv) identify values anomalous PTE and establish probable common origins through a multivariate statistical analysis (correlation, main components and cluster type) and v) determine the predominant particle size by scanning electron microscopy using Phenom ParticleMetric software X. The results of this work allowed to define 12 urban basins, where the average elementary concentrations were Fe (55,117 mg/kg) Zn (3,735 mg/kg, Mn (2,358 mg/kg), Pb (287 mg/kg), Cu (480 mg/kg), Sc (283 mg/kg), Zr (531 mg/kg), Sr (84 mg/kg), As (80 mg/kg), Cr (159 mg/kg) and V (66 mg/kg). Lo previous, in the fraction <20 μ m. These concentrations were higher

than the background geochemical concentrations and higher before the rainy season than after it for Fe, Cu, Mn, Zn, Pb and As, which could indicate a source of anthropogenic origin for these elements, while the average concentration of Sr, Sc, V, Zr and Cr in both samples is very similar to the background values, which could indicate that these elements may come from a source of geogenic origin. The statistical analysis revealed two main groups, in the first group Fe, Zn, Mn, Cu, Pb, As and Cr and in the second Sc, Sr, Zr and V, which suggests that the sources of these two groups are different. The particle count revealed that the collected powders contain particles of size $<2.5\mu\text{m}$, highlighting a latent risk of penetration of said particles possibly into the secondary bronchi, and even the alveoli, the deepest part of the lung.

Keywords: Urban dust, potentially toxic elements, risk, San Luis Potosí.

1. Introducción

1.1. Polvo urbano, fuentes y riesgo a la salud humana

El polvo urbano se define como el material sólido que se deposita y se acumula a lo largo de las calles en depresiones topográficas o cuencas urbanas y puede provenir de dos fuentes, geogénica o antropogénica (Ferreira-Baptista y Miguel, 2005; Hjortenkrans et al., 2006; Sezgin et al., 2004). Las fuentes geogénicas son de origen natural o geológico como resultado de procesos de erosión de suelos y/o rocas cercanos a las zonas urbanas, tormentas de polvo e incluso emisiones volcánicas (Cook et al., 2005; Ochoa Contreras, 2017), mientras que las fuentes antropogénicas son resultado de procesos no naturales como emisiones de tráfico, plantas industriales, instalaciones de generación de energía, combustibles fósiles, incineración de residuos, actividades de construcción y demolición, desgaste asfáltico y de pinturas, entre otras (Bilos et al., 2001; Cook et al., 2005; Delgado et al., 2019; Diaz Rizo et al., 2011; Kalkstein et al., 1987; Meza-Figueroa et al., 2007; Yarnal, 1993).

Por su origen, el polvo urbano puede contener elementos potencialmente tóxicos (EPT) como As, Pb, V, Cr, Zn, Cu, Fe, Mn, etc., los cuales, representan una posible contaminación para el medio ambiente y un riesgo latente a la salud pública (Amato et al., 2009; Charlesworth et al., 2003). Los riesgos asociados a la salud dependen de 1) su composición química, 2) la respuesta a la dosis, 3) la

ruta de exposición, 4) la solubilidad y 5) la toxicocinética (Plumlee y L. Ziegler, 2007)

- 1) **Composición química:** Existe una variedad de enfermedades o problemas de salud relacionados con la exposición a EPT, las cuales, a su vez, dependen enormemente de la composición química de los EPT (Chatterjee, 2015; Davanzo et al., 2004; Fortoul et al., 2014; Plumlee y L. Ziegler, 2007; Uriu-Adams y Keen, 2005). En la Tabla 1 se enlistan los efectos a la salud humana de los EPT de interés en este estudio, como lo son Fe, Mn, Zn, Cu, As, Pb, V y Cr.
- 2) **Respuesta a la dosis:** Se refiere a la intensidad y duración de la exposición, cuanto mayor es la concentración de un EPT absorbido por el organismo, mayor es la respuesta toxicológica (Rozman y Klaasen, 2001). La toxicidad se produce cuando la dosis excede los mecanismos inherentes de mitigación de toxinas del cuerpo (Plumlee y L. Ziegler, 2007) y existen dos tipos, la *toxicidad aguda* y la *toxicidad crónica*. La *toxicidad aguda* ocurre después de exposiciones intensas durante períodos cortos de tiempo, mientras que la *toxicidad crónica* ocurre después de exposiciones moderadamente altas durante períodos más largos de tiempo (Plumlee y L. Ziegler, 2007; USEPA, 2018).
- 3) **Rutas de exposición:** Se refieren a las vías por las cuales se produce la exposición a EPT y éstas pueden ser por *ingestión*, *contacto dérmico* e *inhalación* (Plumlee y L. Ziegler, 2007; USEPA, 2018). La *exposición por*

ingestión ocurre de manera intencional o inadvertida por el consumo de alimentos, agua y/u otros líquidos, tierra, polvo o residuos químicos contaminados, además de superficies u objetos que se contactan a través de la actividad boca a boca o de objeto a boca, especialmente en niños pequeños (USEPA, 2018). La *exposición por contacto dérmico* ocurre como resultado del contacto de la piel con medios ambientales contaminados, los cuales pueden ser, agua, suelo, sedimento y/o polvo (USEPA, 2018). "Por último, la *exposición por inhalación* ocurre como resultado de respirar partículas contaminadas (USEPA, 2018), cabe destacar que es esta última es la ruta de exposición de interés en el presente estudio.

- 4) **Solubilidad:** Se refiere al grado en que los materiales se solubilizan en fluidos corporales para una ruta de exposición dada (Plumlee y L. Ziegler, 2007)
- 5) **Toxicocinética:** Se refiere a cómo se procesan los EPT en el cuerpo, a través de procesos fisiológicos de absorción, distribución, metabolismo y eliminación (ADME) (Plumlee y L. Ziegler, 2007). Cabe destacar que estos son altamente complejos y específicos de cada elemento.

Tabla 1. Efectos a la salud humana asociados a la exposición de algunos EPT
 (Chatterjee, 2015; Davanzo et al., 2004; Fortoul et al., 2014; Plumlee y L. Ziegler, 2007; Uriu-Adams y Keen, 2005)

EPT	Efectos a la salud asociados con un exceso y ruta de exposición
Fe	La mayor parte de la toxicidad resulta de la ingestión accidental de medicamentos que contienen Fe. Puede ocasionar Hemocromatosis, siderosis, insuficiencia cardíaca y cáncer.
Mn	Por exposición aguda por inhalación , el Mn puede ocasionar neumonitis. La exposición crónica de Mn conduce al manganismo así como a otros trastornos neurológicos y/o psicológicos como, el Párkinson. Por ingestión , el Mn produce cirrosis hepática.
Zn	Ingestión: Anemia hipercrónica. Inhalación: Fiebre de humos metálicos en dosis altas. La fiebre de humos metálicos es una enfermedad respiratoria ocupacional que sucede tras la exposición a vapores metálicos, generalmente de óxido de zinc.
Cu	Ingestión y/o inhalación: Dolor abdominal, náuseas, vómitos, dolor de cabeza, letargo, diarrea, taquicardia, dificultades respiratorias, anemia hemolítica, hemorragia gastrointestinal, insuficiencia hepática y renal.
As	Ingestión y/o inhalación: Hipotensión sistémica, dolor gastrointestinal y sangrado, edema pulmonar, anemia, destrucción de glóbulos rojos, necrosis hepática, insuficiencia renal, encefalopatía, trastornos del sistema nervioso central y periférico, trastornos de la piel tales como eczema, hiperqueratosis, melanosis, ulceración, cánceres de piel, leucemia aguda, delirio, convulsiones, neuropatía y cáncer.

Pb	Ingestión y/o inhalación: Encefalopatía aguda, insuficiencia renal, sufrimiento gastrointestinal severo, problemas del sistema nervioso central, deterioro de la función neuroconductual, disminución del desarrollo motor grueso y fino en niños, enfermedad renal, hipertensión, anemia y otros efectos hematológicos.
V	Inhalación: Hipertensión, disritmia, inflamación sistémica, hipercoagulación, cánceres, e hiperreactividad bronquial.
Cr	Ingestión: Úlceras bucales, indigestión, necrosis tubular aguda, vómitos, dolor abdominal, insuficiencia renal. Inhalación: Tabique perforado, daño del tejido nasal, mucosa inflamada, hemorragia nasal y tabique ulcerado.

Por otro lado, el polvo urbano, con tamaños de <1 a 100µm se define como partículas suspendidas totales (TSP, por sus siglas en inglés) y se clasifica, según su diámetro aerodinámico, en partículas gruesas de 1 a 100µm y partículas finas <2µm. Cabe destacar que dentro de las partículas gruesas se encuentran las PM₁₀ y PM_{2.5}, cuyos diámetros aerodinámicos son menores a 10 y 2.5µm, respectivamente (Figura 1), siendo consideradas de alto riesgo para la salud humana debido a su fácil re-suspensión y capacidad de entrar al sistema respiratorio por inhalación (Ferreira-Baptista y Miguel, 2005; Satsangi y Yadav, 2014).

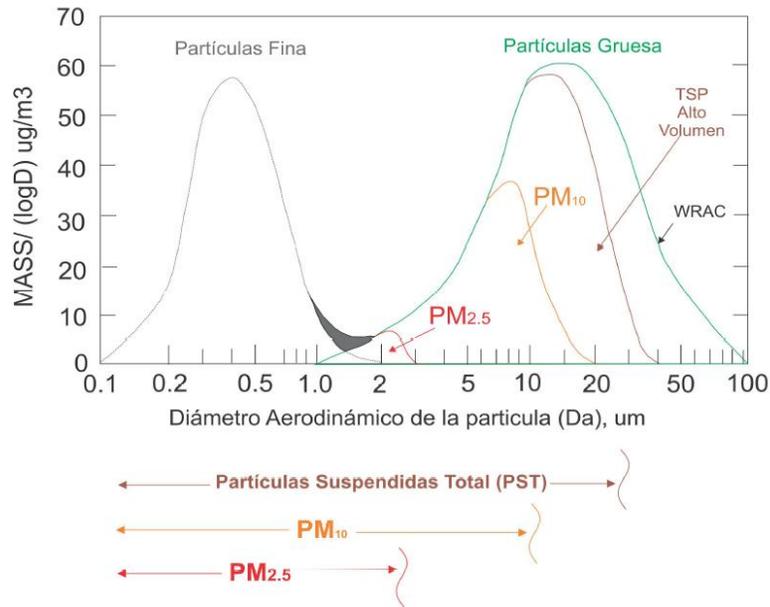


Figura 1. Clasificación de partículas suspendidas totales en términos de su diámetro aerodinámico (Ferreira-Baptista y Miguel, 2005; Satsangi y Yadav, 2014).

Las partículas $<10\mu\text{m}$ son definidas como la fracción inhalable debido a que pueden penetrar en el sistema tracto respiratorio (Plumlee y L. Ziegler, 2007). Cabe destacar que entre menor sea el tamaño de partícula, estas pueden depositarse en porciones sucesivamente más profundas del sistema tracto respiratorio (Figura. 2). Las partículas inhaladas más grandes, entre 5 y $10\mu\text{m}$, se depositan en los revestimientos mucosos del tracto nasofaríngeo, en la cavidad nasal y oral, y en la laringe (Figura. 2). Partículas entre 3 y $5\mu\text{m}$, se depositan en la tráquea y bronquios primarios, los cuales, se encuentran revestidos por los cilios y mucus (Figura. 2). Partículas entre 2 y $3\mu\text{m}$, se depositan en la faringe y bronquios secundarios (Figura. 2). Partículas entre 1 y $2.5\mu\text{m}$, se depositan en los bronquios terminales mientras que las partículas $<1\mu\text{m}$ se depositan en los

conductos alveolares, alvéolos y macrófagos alveolares, que son las partes más profunda del pulmón (Figura. 2).

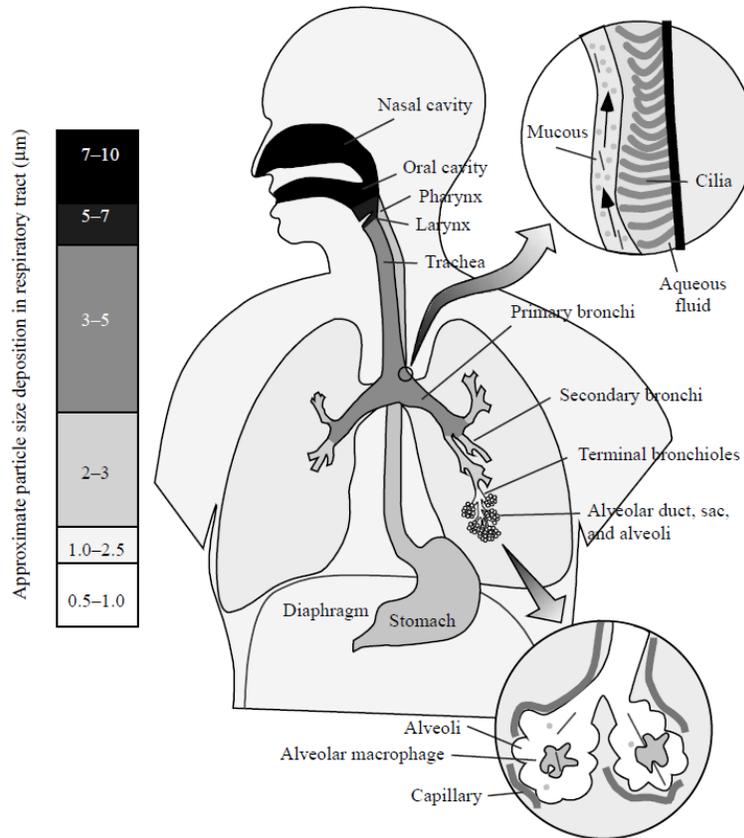


Figura 2. Capacidad de penetración de las partículas $<10 \mu\text{m}$ (fracción inhalable) dentro del sistema tracto respiratorio (Plumlee y L. Ziegler, 2007).

En zonas áridas y semiáridas, la acción erosiva del viento puede ser un proceso significativo para la resuspensión del polvo urbano, representando una fuente importante de polvo hacia la atmósfera, así como un medio para la exposición a los seres humanos (Moreno-Rodríguez et al., 2015; Rio-Salas et al., 2012). Además, las concentraciones de EPT en el polvo urbano pueden variar espacial y temporalmente, ya que durante la temporada de lluvias la generación de

escorrentía superficial y/o inundaciones urbanas puede favorecer la acumulación de sedimentos y/o polvos urbanos en las cuencas o bajos topográficos y esto, a su vez, la posible entrada de EPT a dichas cuencas. Adicionalmente, otros factores que favorecen la acumulación de EPT en cuencas urbanas y/o bajos topográficos son el tráfico vehicular u otras actividades antropogénicas que favorecen la resuspensión y acumulación de polvos, sobretodo en temporada de secas (Alves et al., 2018; Charlesworth et al., 2003; Meza-Figueroa et al., 2007; Ochoa Contreras, 2017; Oulton et al., 2014; Zafra et al., 2017).

El conjunto de estas condiciones se presentan en la Zona Metropolitana de San Luis (ZMSLP), una zona muy pertinente para el estudio de EPT en el polvo urbano ya que, cabe destacar, ésta se encuentra dentro de las zonas áridas y semiáridas de México (Medrano, 2012). Por otro lado, el rápido crecimiento urbano, las altas intensidades de las precipitaciones pluviales de poca duración y la ausencia y/o deficiencias de infraestructura para captación de aguas pluviales generan eventos de inundación en la ciudad que son cada vez más frecuentes (H. Ayuntamiento de San Luis Potosí, 2018) y por lo que sería importante de estudiar desde el punto de vista de EPT en polvos urbanos de las cuencas de la ZMSLP.

A la fecha, el único antecedente sobre EPT en el polvo urbano de la ZMSLP (Aguilera et al., 2019) reporta concentraciones para Al, Ca, Fe, K, Mn, Na, Si, Ti, Cu, Pb, Zn, Y, Rb y Sr. No obstante, dicho estudio fue realizado sin realizar comparaciones con los valores de fondo, contemplar variaciones estacionales y la

ubicación de los puntos de muestreo no contempló posibles zonas de acumulación como cuencas urbanas.

Por tal motivo, en el presente trabajo se propone determinar la concentración de EPT en polvo urbano de la ZMSLP, en diferentes tamaños de partícula, así como estudiar la distribución espacio-temporal en las cuencas urbanas de la ZMSLP y establecer sus posibles fuentes (geogénicas o antropogénicas), lo cual, permitirá entender mejor el comportamiento de las posibles fuentes de EPT en el área, así como sectorizar estacionalmente el posible riesgo a la salud humana. Lo anterior, utilizando técnicas especializadas como Fluorescencia de Rayos X (FRX), Microscopia Electrónica de Barrido (MEB), Sistemas de Información Geográfica (SIG´s) y análisis estadístico multivariado.

1.2. Antecedentes

1.2.1. Antecedentes mundiales

En los últimos años estudios sobre EPT en polvo urbano de diferentes partes del mundo han evaluado el grado de contaminación e identificado posibles fuentes de origen de EPT a través de comparaciones con los valores geoquímicos de fondo y análisis estadístico multivariado (Li et al., 2004; Meza-Figueroa et al., 2007, 2018; Yongming et al., 2006). Además, han revelado la acumulación de polvo en cuencas urbanas después de la temporada de lluvias debido al transporte de polvos y/o sedimentos por la escorrentía superficial que se genera durante las inundaciones (Ibañez, 2017; Ochoa Contreras, 2017). Dichos fenómenos y polvos

urbanos son imperantes de estudiar debido a su contenido de partículas finas (<10 μm), mismas que puede ser fácilmente resuspendidas y tener un impacto negativo en la salud humana y el medio ambiente (Alves et al., 2018).

A continuación se describen algunos de estos.

Li et al., (2004) reportó concentraciones de Fe, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en muestras de polvo urbano (<200 μm) en un área altamente urbanizada en Hong Kong, China. Además, a través de un análisis estadístico multivariado, que incluyó análisis de componente principales (PCA) y análisis clúster (CA), identificó dos posibles fuentes de estos elementos, una fuente antropogénica y otra geogénica. Cu, Ni, Pb y Zn se relacionaron con fuentes antropogénicas derivadas de actividades industriales y/o tráfico vehicular, además de que se encontró que la concentración de Pb fue mayor a los valores de fondo. En contraste, la asociación geoquímica Ca-Mg se relacionó con una fuente geogénica debido a que ambos elementos son de los principales elementos formadores de rocas en los suelos. Además Cr, Cd, Co, Fe y Al se asociaron también a una fuente geogénica para la que los autores propusieron que dichos elementos derivaron de las rocas parentales.

Yongming et al., (2006) reportó concentraciones de Ag, As, Cr, Cu, Hg, Mn, Pb, Sb y Zn en 65 muestra de polvo urbano (<74 μm) de Xi'an, China. Los resultados indicaron que el polvo urbano en Xi'an tiene concentraciones elevadas de Ag, Cr, Cu, Pb, Sb y Zn en comparación con los valores de fondo, lo que sugirió un origen

antropogénico para estos elementos. En contraste, las concentraciones de As y Mn se encontraron similares a los valores de fondo, lo que sugirió un origen geogénico para estos elementos. Además, el análisis de coeficientes de correlación, análisis de componentes principales (PCA) y análisis clúster (CA) fueron consistentes con estas interpretaciones, ya que revelaron fuertes correlaciones entre Ag, Hg, Cr, Cu, Pb, Sb y Zn, mientras que As y Mn sólo se correlacionaron entre sí, concluyendo así que: 1) Ag y Hg provenían de fuentes comerciales y/o domésticas, ya que las concentraciones más altas para estos elementos se encontraron cerca de estas zonas; 2) Cr, Cu, Pb, Sb y Zn derivan principalmente de fuentes industriales, combinadas con fuentes de tráfico ya que las mayores concentraciones se encontraron en la zona industrial y en calles de alto tráfico; y 3) As y Mn provenían principalmente de la erosión del suelo.

Meza-Figueroa et al., (2007) reportó concentraciones de Ni, Cr, Zn, Cd, Co, Ba, V, Pb, Fe y Cu en muestras de polvo sedimentado en techos de 25 escuelas primarias en Hermosillo, México (<200 µm) e identificó sus posibles fuentes a través de comparaciones con valores de fondo de la corteza, a falta de valores de fondo de los suelos en Hermosillo, y análisis de componentes principales (PCA). Los resultados revelaron concentraciones extremadamente elevadas para Cd, Zn, Pb y Cr en el polvo en comparación con los valores de fondo, además que se agruparon en el PCA, lo que sugiere una fuente antropogénica para estos elementos. Para el Fe, Ba, Co, Ni y V indicaron un origen natural dominante con una influencia antropogénica, es decir, fuentes mixtas ya que se correlacionaron

en el PCA y las concentraciones no se encontraron muy por arriba de los valores de fondo.

Por otro lado, Ochoa Contreras (2017) realizó una caracterización elemental y mineralógica para 23 muestras en polvo de escuelas primarias antes y después de la temporada de lluvias en Hermosillo, Sonora, mediante el uso de fluorescencia de rayos x, y difracción de rayos x. Dichas muestras fueron tomadas en las zonas bajas de las cuencas urbanas identificadas en la ciudad por ser zonas de acumulación de polvo urbano. Los resultados revelaron un total de 76 minerales, de los cuales 42 fueron de origen antropogénico, principalmente cuarzo, plagioclasas, micas, carbonatos y feldespatos, mientras que los 34 restantes fueron de origen geogénico, donde destacó la presencia de cordierita. Además, los resultados mostraron un incremento muy notorio en la cantidad de especies minerales identificadas después de la temporada de lluvias reflejando el acarreo superficial hacia los bajos topográficos o cuencas urbanas, donde el polvo urbano es depositado y posteriormente puede ser resuspendido.

Meza-Figueroa et al., (2018) reportó concentraciones de Cr y Pb en muestras de polvo depositado en calles (n=146), techos (n=21) y partículas en la atmósfera (n=20), así como en pintura de tráfico amarilla (n=80), de Hermosillo, Sonora, México. Los resultados mostraron una correlación positiva de Pb-Cr ($R^2 = 0.977$) para todas las muestras estudiadas, lo que sugiere una fuente común para Pb y Cr, derivada, según las evidencias, del mineral crocoita ($PbCrO_4$) como resultado

del desgaste de la pintura amarilla que se usa en la ciudad para señalamientos de tránsito.

Alves et al., (2018) caracterizó la fracción inhalable del polvo urbano (PM_{10}), en cinco carreteras principales en Oporto, Portugal utilizando una cámara de resuspensión portátil para recoger el polvo de las calles. Los resultados revelaron que la fracción de PM_{10} del polvo urbano estaba compuesta por EPT como Pb, Zn, Fe, Cu, Sn y Sb derivados del desgaste de neumáticos y frenos, además de hidrocarburos aromáticos policíclicos los cuales pueden ser carcinógenos y/o mutágenos.

En resumen, se ha reportado que las concentraciones de EPT en el polvo urbano son generalmente mayores a los valores de fondo en cada uno de los casos de estudios anteriores indicando así, aportes por fuentes antropogénica, en los que el análisis estadístico multivariado ha demostrado ser una herramienta eficaz para agrupar aquellos EPT que provienen de fuentes en común (Li et al., 2004; Meza-Figueroa et al., 2007, 2018; Yongming et al., 2006). Además, que el polvo urbano puede ser depositado en cuencas urbanas después de la temporada de lluvia derivado del transporte generado por la escorrentía superficial (Ochoa Contreras, 2017) y que el polvo urbano puede contener PM_{10} las cuales presentan un riesgo para la salud por inhalación, así como un impacto negativo en el medio ambiente (Alves et al., 2018).

1.2.2. Antecedentes locales

Como se mencionó anteriormente, en el área de estudio se cuenta sólo con un estudio sobre EPT en polvo urbano (Aguilera et al., 2019). Sin embargo, debido a que el polvo urbano puede contener partículas menores a 10 μm , como las PM10 y PM2.5 (Alves et al., 2018), son de relevancia también los estudios realizados sobre partículas atmosféricas en el área de estudio (Diaz Barriga et al., 1993; Piña et al., 2000).

Aguilera et al., (2019) identificó la composición elemental del polvo urbano y sus principales fuentes de emisión utilizando la técnica estadística de correlación de Pearson y análisis espacial en 100 muestras pulverizadas con un mortero de ágata. Los resultados mostraron las siguientes concentraciones promedio para los elementos mayoritarios y minoritarios: Al (9%), Ca (11.4%), Fe (2.9%), K (3.3%), Mn (0.1%), Na (1.8%), Si (Na%) y Ti (0.2%) así como Cu (134.7 mg/kg), Pb (208 mg/kg), Zn (402.5 mg/kg), Y (45.9 mg/kg), Rb (132.9 mg/kg) y Sr (100.9 mg/kg). Según sus resultados, la correlación de Pearson mostró que los elementos Al, K, Y, Si y Rb provienen de una fuente de origen natural, mientras que Cu, Zn y Pb provienen de una fuente antropogénica. Las concentraciones de Ca, Fe, Na, Ti, Sr y Mn parecen tener un origen mixto, es decir, natural con aportes antropogénicos. Cabe destacar, que las concentraciones de Cu y Zn mostraron una fuerte correlación ($R= 0.96$) sugiriendo una fuente común para estos elementos. Además, la autora reporta que las concentraciones más altas de Zn (1217.8 mg/kg) y Cu (332.7 mg/kg) se encontraron en la zona oeste-noroeste de la

ZMSLP, sugiriendo que la principal fuente de origen podría ser el complejo metalúrgico (IMMSA) y, en menor medida, la zona industrial. En contraste, las concentraciones más altas para Pb (511.5 mg/kg) las encontraron en dos zonas de la ciudad. La primera, al igual que el Cu y Zn, en la zona oeste-noroeste, sugiriendo como fuente de emisión común a IMSSA. La segunda, hacia el sureste, que pertenece a la zona industrial, sugiriendo una segunda posible fuente para este elemento.

Díaz Barriga et al., (1993) evaluó la contaminación por As y Cd en aire, suelo y polvo, así como también, en orina y cabello de niños, en tres diferentes zonas de la ciudad de San Luis Potosí en relación a IMSSA: 1) Morales, en un área urbana cercana a IMMSA, 2) en Soledad de Graciano Sánchez, a 7km al oeste de IMMSA y 3) en Mexquitic, un pueblo ubicado a 25 km al noroeste de IMSSA. Los resultados mostraron que la zona de Morales era la más contaminada. El rango de concentración de As en el suelo fue de 117–1396 mg/kg, en polvo de 515–2625 mg/kg y en aire de 0.13–1.45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. El rango de concentración de Cd en suelo fue de 15-47 mg/kg, en polvo de 28-214 mg/kg y en aire no se detectó. El rango de niveles de As en orina fue de 69–594 $\mu\text{g}/\text{g}$ de creatinina y en el cabello de 1.4–57.3 $\mu\text{g}/\text{g}$. El de Cd en el cabello fue de 0.25–3.5 $\mu\text{g}/\text{g}$, lo que sugirió que los niños que vivían en Morales tenían un alto riesgo de sufrir efectos adversos para la salud si la exposición continuara.

Piña et al., (2000) caracterizó partículas suspendidas en el aire de la ZMSLP basándose en su composición química, morfología y tamaño para 300 muestras;

la mayoría de ellas con un tamaño de partícula menor a PM_{10} . También realizó un análisis estadístico que incluyó matriz de correlación de Pearson y PCA. Los resultados mostraron que la composición elemental de las partículas era principalmente Pb, Cd, As, Cu, Ni, Fe y Cr. El análisis estadístico mostró que Pb, As, Cd, Fe y Mn estaban correlacionados, mientras que Ni y Cu no se correlacionaron con otros elementos. Las partículas más abundantes fueron sulfatos de plomo, cobre metálico, óxidos de hierro conteniendo trióxido de arsénico, sulfuros de plomo, cobre y zinc, sugiriendo que estas fases se originaron de fuentes antropogénicas, proponiendo como como posible fuente el complejo metalúrgico de IMMSA.

Otros estudios en la ZMSLP, han reportado concentraciones de Pb en sangre y As en orina de niños que viven a menos de 1.5 km de IMMSA (Carrizales et al., 2006), dichas concentraciones fueron mayores a 10 $\mu\text{g}/\text{dl}$ para Pb y mayores a 44 $\mu\text{g}/\text{g}$ creatinina para As (Carrizales et al., 2006), indicando un riesgo para la salud de los niños que vivían cerca del complejo metalúrgico IMMSA.

En conclusión, los estudios realizados en la ZMSLP reportan presencia de Pb, Zn y As, en polvo, suelo, y aire, y, a la fecha, dicha presencia ha sido atribuida a IMMSA, un complejo metalúrgico ubicado dentro de la mancha urbana de la zona este de la ZMSLP actualmente dedicado a la recuperación de zinc.

1.3. Hipótesis

En las cuencas urbanas de la ZMSLP, hay presencia de EPT en los polvos urbanos depositados en estas. Además, la cantidad de polvo urbano y la concentración de EPT serán mayor en las zonas más bajas y después de la época de lluvias como resultado del arrastre de polvo por la escorrentía superficial.

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo general

Determinar la concentración de EPT y su distribución espacio-temporal en polvos urbanos de la ZMSLP antes y después de la época de lluvia.

1.4.2. Objetivos específicos

- Delimitar las cuencas urbanas en la ZMSLP (para la identificación de áreas de acumulación).
- Determinar la concentración de EPT en diferentes tamaños de partícula de polvos urbanos de la ZMSLP utilizando fluorescencia de rayos x.
- Identificar las posibles fuentes (geogénica o antropogénica) de los EPT comparándolos con valores de fondo reportados.
- Identificar correlaciones entre los diferentes EPT mediante un análisis estadístico multivariante.
- Analizar la distribución espacial y temporal de los EPT en los polvos urbanos de la ZMSLP utilizando un sistema de información geográfica.

- Determinar el tamaño de partícula por microscopía electrónica de barrido de escritorio y el software Phenom ParticleMetric.

2. Generalidades del área de estudio

2.1. Localización

El área de estudio se localiza en el centro-norte de México, en el estado de San Luis Potosí (Figura 3), en los municipios de San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez. En conjunto, dichos municipios conforman la zona metropolitana de San Luis Potosí (ZMSLP).

El estado de San Luis Potosí colinda con 9 estados de México, al norte con los estados de Nuevo León y Coahuila, al este con Tamaulipas, al oeste con Zacatecas, al suroeste con Jalisco, al sureste con Hidalgo y Veracruz y al sur con Guanajuato y Querétaro (INEGI, 2017).

El municipio de San Luis Potosí cuenta con 824 229 habitantes, mientras que el de Soledad de Graciano Sánchez cuenta con 309 342 habitantes para hacer un total de 1 113 571 habitantes (INEGI, 2017), distribuidos en un área de 175 km² aproximadamente (Candia Monsiváis, 2015). Históricamente, la ZMSLP ha tenido un crecimiento poblacional del 72% de 1990 a 2015 (INEGI, 2017), generando un aumento de la mancha urbana al sur, norte y este de la ZMSLP, principalmente. Cabe destacar que la ZMSLP es una zona con mucha actividad industrial donde se encuentran empresas del giro metalúrgico, automotriz y metalmecánico principalmente, donde destacan empresas como una Refinería Electrolítica de Zinc que pertenece a Industrial Minera México, S.A. de C.V. (IMMSA) (Figura 3). Dicha refinería, es una instalación minero-metalúrgica ubicada dentro de la

mancha urbana, hacia la zona oeste, donde, a partir de concentrados de zinc (ZnS), provenientes de diferentes unidades mineras, produce zinc metálico, como producto principal, y ácido sulfúrico y cadmio metálico, como subproductos. Mediante una combinación de procesos piro e hidrometalúrgicos que incluyen un proceso de lixiviación en medio ácido sulfúrico (H_2SO_4), purificación y refinación electrolítica, también produce, como subproductos adicionales, metales como Au, Ag, Pb y Cu. Dicha refinería opera desde 1982 y fue inicialmente diseñada para producir 100,000 toneladas de zinc refinado por año, procesando 185,000 toneladas de concentrados de zinc (Martínez, 2017). Por otro lado, hacia la zona sureste se ubica la zona industrial de ZMSLP (Figura 3). Dicha zona ha presentado un gran crecimiento en los últimos años y en la actualidad cuenta con 19 parques industriales (SEDECO, 2018)

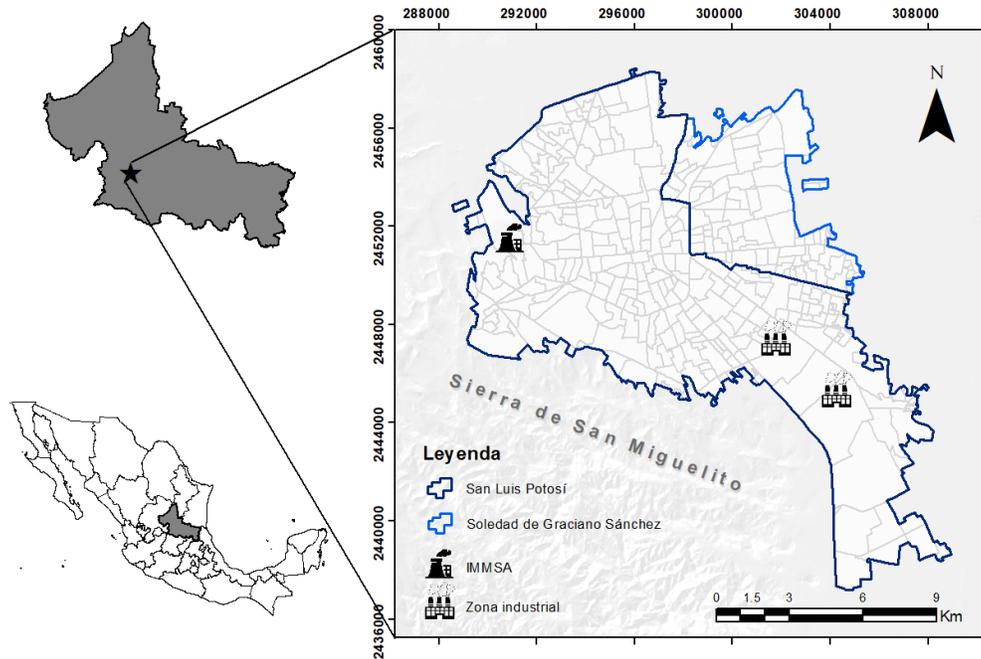


Figura 3. Localización geográfica del área de estudio, donde el límite entre los municipios de San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez

2.2. Clima

El Clima es semiárido con una temperatura media anual de 17.7 °C, presentando temperaturas máximas de 32°C durante los meses de Abril a Junio y temperaturas mínimas de hasta 0°C durante los meses de Diciembre a Enero (CONAGUA, 2018).

La precipitación promedio anual es de 407 mm, presentándose la temporada de lluvias durante los meses de Mayo a Octubre (Figura 4a) con una precipitación media de 46 mm (Figura 4b) (CONAGUA, 2018). La temporada de secas se

presenta durante los meses de Noviembre a Abril (Figura 4a) con una precipitación media de 12 mm (Figura 4b) (CONAGUA, 2018).

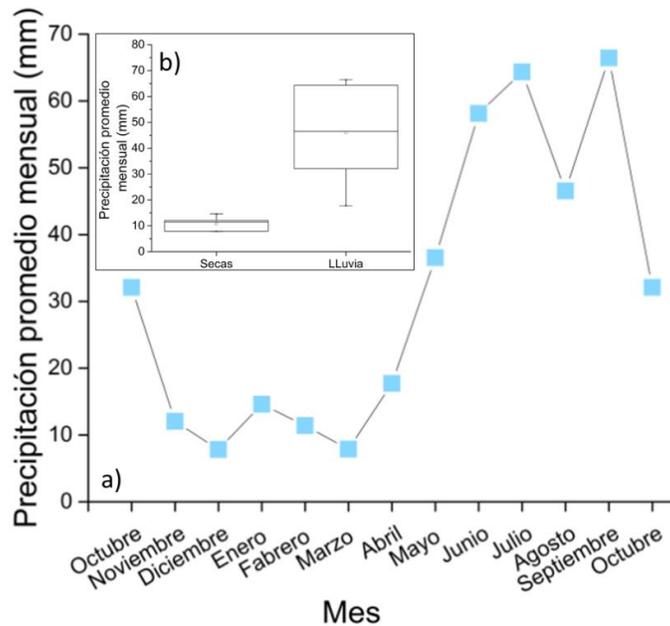


Figura 4. Precipitación promedio mensual, donde se puede observar a) la temporada de lluvias y la temporada de secas, así como b) las precipitaciones promedio en ambas temporadas (CONAGUA, 2018)

Durante la temporada de secas la dirección preferencial del viento es hacia el norte, este y suroeste (Figura 5a), en comparación con la temporada de lluvias, donde la dirección preferencial del viento es hacia el este (Figura 5b) (CONAGUA, 2019).

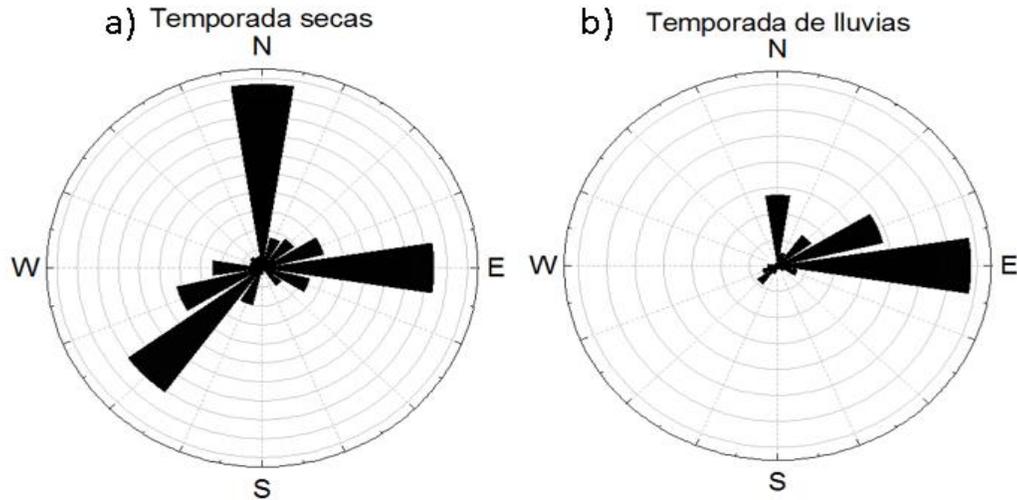


Figura 5. Dirección preferencial del viento durante las temporada de a) secas y b) lluvias (CONAGUA, 2018).

2.3. Hidrografía

La ZMSLP se ubica al sur de la región hidrológica El Salado (RH37), específicamente en la subcuenca Presa de San José-Los Pilares con clave RH37GB (CONAGUA, 2013). La dirección de escurrimiento es oeste-noreste y se tiene como principales obras de infraestructura hidráulica a las presas Gonzalo N. Santos (El Peaje) con una capacidad de 8.0 mm³ y San José con una capacidad de 7.3 mm³, cuyas aguas se utilizan para el abastecimiento de agua potable y riego. Además, existen otras presas de menor volumen como lo son San Antonio, San Carlos, Bocas, Potosino y Cañada del Lobo (H. Ayuntamiento de San Luis Potosí, 2018).

En cuanto a la hidrología superficial, cabe destacar que en la subcuenca Presa de San José-Los Pilares y la ZMSLP se encuentran arroyos pequeños y ríos intermitentes como el Río Paisanos, Río Española, y el más importante Río

Santiago, siendo estos utilizados como vialidades, las cuales, durante las temporadas de lluvias sufren eventos de inundaciones, por lo cual, tienen que ser cerrados al paso vehicular. Dichas inundaciones son generadas principalmente por el desfogue de las presas San José y Cañada del Lobo además de los escurrimientos superficiales generados por la Sierra de San Miguelito hacia la zona urbana con dirección suroeste - noreste principalmente, los cuales, cabe destacar, son direccionados al Río Santiago con el fin de desahogar los excedentes de lluvia de la ciudad (H. Ayuntamiento de San Luis Potosí, 2018).

2.4. Edafología

Los principales tipos de suelos en la ZMSLP son de tipo Xerosol y Litosol, los cuales son característicos de zonas semidesérticas y cubren aproximadamente el 88% de la ZMSLP, y en menor porcentaje suelos como el rendzina (5.7%), kastanozems (2.7%), vertisol (1.26%), regosol (1.0%), feozem (0.07%), y yermosol (0.2%) (H. Ayuntamiento de San Luis Potosí, 2018).

2.5. Fisiografía

Fisiográficamente la ZMSLP se localiza en la Provincia de la Mesa Central, la cual, es una altiplanicie que rebasa los 2000 m.s.n.m con valles intermontanos y cadenas montañosas (SGM, 2003). Paleogeográficamente pertenece a la porción oriental de la Cuenca Mesozoica del Centro de México y occidental a la Plataforma Valles - San Luis en la zona de talud. Los productos volcánicos corresponden al

Campo Volcánico San Luis Potosí, dentro del Terreno de la Sierra Madre (SGM, 2003).

2.6. Geología Local

El área de estudio se encuentra dentro del Complejo Volcánico de la Sierra de San Miguelito (CVSSM), localizado al sur y oeste de la ZMSLP, donde afloran rocas volcánicas Terciarias que abarcan desde el Oligoceno temprano al tardío (SGM, 2003), formada principalmente por riolitas e ignimbritas subyacentes a un conglomerado que aflora principalmente en las zonas norte y central de la ZMSLP (SGM, 2003). En contraste hacia el noreste y este afloran rocas carbonatadas formadas principalmente por calizas de Cretácico en la Sierra de Álvarez, mientras que el valle se encuentra cubierto por sedimentos cuaternarios areno- limosos (SGM, 2003).

3. Materiales y métodos

3.1. Muestreo

La selección de los puntos de muestreo de polvo urbano se realizó determinando previamente las cuencas urbanas que existen en la ZMSLP (Figura 6). Para la determinación de dichas cuencas, se utilizó un modelo de elevación digital (DEM) 15x15m. Dicho modelo se procesó en el software ArcGis 10.3 y su extensión gratuita ArcHydro. Para dicho fin, primero se generó un Fill Sniks, que se utiliza para eliminar cualquier imperfección en el DEM. Luego se generaron los vectores de dirección de flujo. Posteriormente, se generaron los vectores de acumulación de flujo. Después, se generaron los puntos de salida (outlets) y, finalmente, se delimitaron las cuencas urbanas. Lo anterior, siguiendo los pasos descritos en el documento "Watershed Delineation with ArcGIS 10.3.x" (Trent University Library, 2014).

Una vez identificadas las cuencas urbanas dentro de la ZMSLP, mismas que fueron etiquetadas como C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7, C8 y C9, se seleccionaron 38 puntos de muestreo de polvo urbano, distribuidos en la zona alta, media y baja de las cuencas urbanas (Figura 6), todos ellos sobre calles pavimentadas, tal y como lo reporta la literatura (Ibañez, 2017; Ochoa Contreras, 2017). Para los valores de fondo se tomaron muestras ubicadas en las zonas periféricas de la mancha urbana, cercana a la Sierra de San Miguelito y alejada de calles de alto tráfico y/o alguna fuente de contaminación (Figura 6). Dicho procedimiento se ha

reportado antes en la literatura (Al-Khashman, 2007; Christoforidis y Stamatis, 2009). El muestreo se realizó en dos temporadas, antes (PRE) y después (POST) de la temporada de lluvias, en los meses de Marzo y Noviembre respectivamente, esperando que las zonas de muestreo estuvieran secas y sin influencia de lluvia.

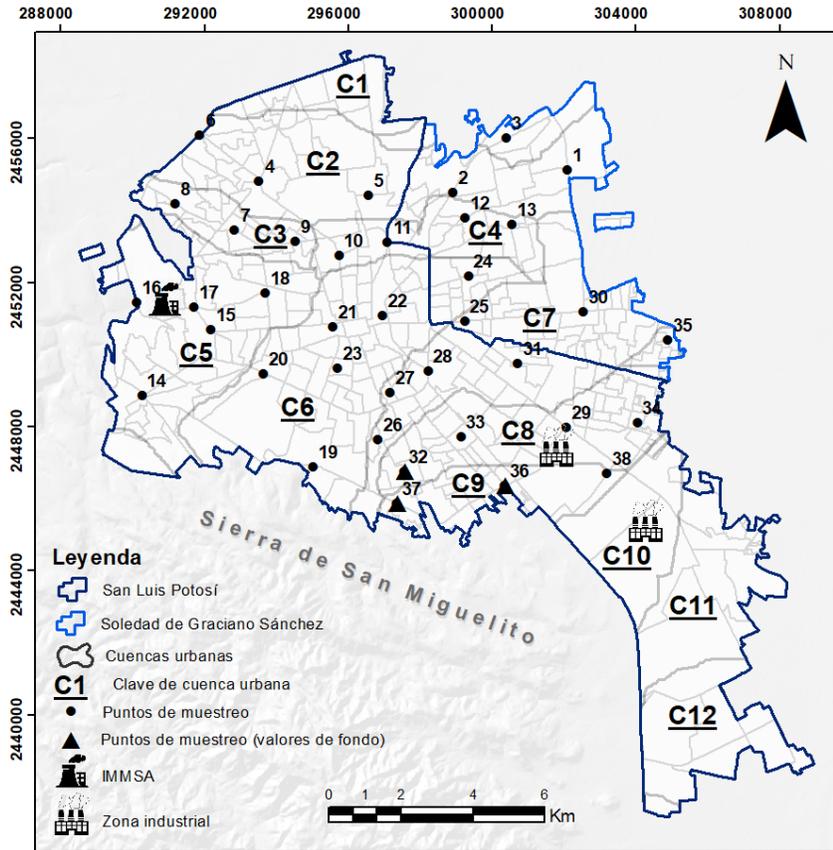


Figura 6. Mapa de la ZMSLP donde se observa el límite entre San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez, 12 cuencas urbanas que resultaron del procesamiento en ArcGis, la distribución espacial de los 38 puntos de muestreo de polvo urbano, los puntos de muestreo para los valores de fondo así como la ubicación de la zona industrial y la planta metalúrgica IMMSA.

Para la recolección de las muestras se utilizaron cepillos y colectores de polietileno (Figura 7a y b). Dicho muestreo se realizó siguiendo el procedimiento descrito en el documento AP-42C - Procedures for Sampling Surface/Bulk Dust

Loading de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés), el cual, consiste en barrer la superficie de calle pavimentada en un área de 2 x 2 m² hasta lograr una cantidad de 500 gr aproximadamente (USEPA, 1993). Después, la muestra recolectada es depositada en bolsas de plástico y etiquetadas conforme a su cadena de custodia (Figura 7c). Además, para propósitos de control y aseguramiento de calidad, se recolectaron duplicados cada 5 puntos de muestreo con el fin de verificar la precisión del muestreo, teniendo entonces, un total de 43 muestras por muestreo.



Figura 7. a) Recolección de muestra de polvo urbano en un área de 2x2 m² utilizando cepillos y b) colectores de polietileno así como el registro de la misma en la c) cadena de custodia.

3.2. Fluorescencia de Rayos X (FRX)

3.2.1. Preparación de muestras para FRX

Las muestras de polvo urbano fueron pesadas utilizando una balanza granataria para posteriormente secarse en un horno de secado marca Felisa FE-291 (Figura 8a) a una temperatura máxima de 40°C por 2 horas, de acuerdo a la metodología descrita en el método 6200 de la USEPA (USEPA, 2007).

Una vez secas y pesadas, se utilizaron aproximadamente 500 gr de cada muestra para ser tamizadas en el equipo Ro-Tap modelo SS-30 (Figura 8b), durante 20 minutos, utilizando tamices de acero inoxidable correspondientes a las mallas 18, 100, 270, 325, 500, 635 y <635, cuyo tamaño de partícula se muestra en la Tabla 2. La fracción de polvo retenida en cada una de las mallas se recolectó en bolsas de plástico tipo ziploc, para ser pesadas y posteriormente analizadas mediante FRX.

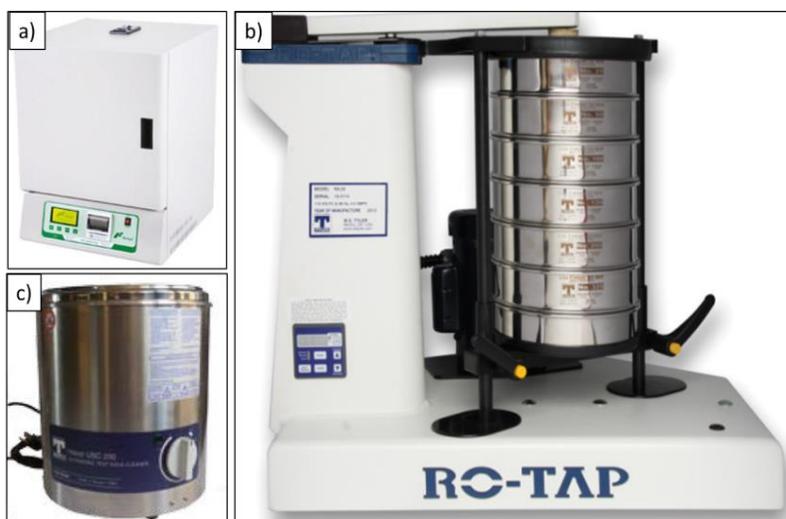


Figura 8. Equipo utilizado durante la preparación de las muestras para analizar por PXRF, a) Horno de secado Felisa FE-291, b) Rotap SS-30 y c) baño ultrasónico.

Entre cada muestra, los tamices se limpiaron cuidadosamente utilizando un baño ultrasónico (Figura 8c), seguido de un enjuague con agua, rociado con alcohol isopropílico y finalmente un secado con aire comprimido.

Tabla 2. Tamaño de partícula (μm) correspondiente al número de malla (#) de los diferentes tamices utilizados.

Tamiz #	Tamaño de partículas (μm)
18	1000
100	149
270	53
325	44
500	25
635	20
<635	<20

3.2.2. Análisis elemental con FRX

Para determinar la concentración de EPT en las muestras de polvo urbano a diferentes a tamaños de partícula se utilizó un equipo portátil de fluorescencia de rayos X ThermoScientific Niton FXL (Figura 9), del Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía (LANGEM) de la Universidad de Sonora. El análisis se realizó siguiendo el método 6200 por la USEPA para la determinación de concentraciones elementales en suelos y sedimentos en campo (USEPA, 2007) y el módulo de lectura Test All Geo. Dicho módulo permite analizar hasta 45 elementos simultáneamente en una muestra, entre los que se encuentran Mo, Zr, Sr, U, Rb, Th, Pb, Au, Se, As, Hg, Zn, W, Cu, Ni, Co, Fe, Mn, Cr, V, Ti, Sc, Ca, K,

S, Ba, Cs, Te, Sb, Sn, Cd, Ag, Pd, Nd, Pr, Ce, La, Nb, Y, Bi, Cl, P, Si, Al y Mg. Para este estudio se trabajó con los resultados de Fe, Zn, Mn, Zr, Sr, Sc, Pb, Cu, Cr, V y As, debido a que estos han sido ampliamente reportados en la literatura como EPT en polvo urbano (Delgado et al., 2019; Diaz Rizo et al., 2011; Flores-Ramírez et al., 2012; Hjortenkrans et al., 2006; Kalkstein et al., 1987; Li et al., 2004; Lu et al., 2008; Meza-Figueroa et al., 2007).



Figura 9. Equipo portátil de fluorescencia de rayos X (PXRF) ThermoScientific Niton FXL.

Debido a que el polvo urbano en diámetros $<100 \mu\text{m}$ se define como partículas suspendidas totales (TSP), consideradas de alto riesgo para la salud humana debido a su fácil re-suspensión (Carreras & Garcia, 2008; L Bell et al., 2004), en este estudio se determinaron las concentraciones de Fe, Zn, Mn, Zr, Sr, Sc, Pb,

Cu, Cr, V y As en las fracciones 53, 44, 25, 20 y <20 μm , mismas que corresponden a las fracciones retenidas en las mallas 270, 325, 500, 635 y <635 (Tabla 2).

3.3. Microscopía electrónica de barrido (MEB)

3.3.1. Preparación de muestras para MEB

Una vez determinada la concentración elemental de las 43 muestras de polvo urbano, se seleccionaron las muestras de menor tamaño de partícula (<20 μm), de cada cuenca urbana, que presentaban la mayor concentración de EPT, mismas que incluyeron las muestras 05, 08, 12, 18, 21, 28, 32 y 38 (una muestra por cuenca urbana) en tamaño de partícula <20 μm , ubicadas dentro de las cuencas urbanas C2, C3, C4, C5, C6, C7, C8 y C9, respectivamente (Figura 6). Esto, con el fin de obtener histogramas de la distribución del tamaño de partículas <10 μm (PM_{10}) que pueden ser inhaladas por el sistema respiratorio y/o pueden penetrar hasta los alvéolos, la parte más profunda del pulmón, como en el caso de las partículas <2.5 μm ($\text{PM}_{2.5}$) que pueden llegar a afectar la salud humana (Carreras & Garcia, 2008; L Bell et al., 2004). Para realizar dicha cuantificación de partículas, cada una de las muestras se ingresó a una de cámara de resuspensión de partículas. En dicha cámara se montó un pin para SEM sobre el que se pegó una cinta de carbono así como la muestra a resuspender (Figura 10). La cámara cuenta con un orificio que permite la entrada de aire al sistema produciendo la

resuspensión de la muestra (Figura 10). Las partículas de la muestra se depositan sobre el pin en la cinta de carbono y se analizan posteriormente en un equipo de microscopía electrónica de barrido.

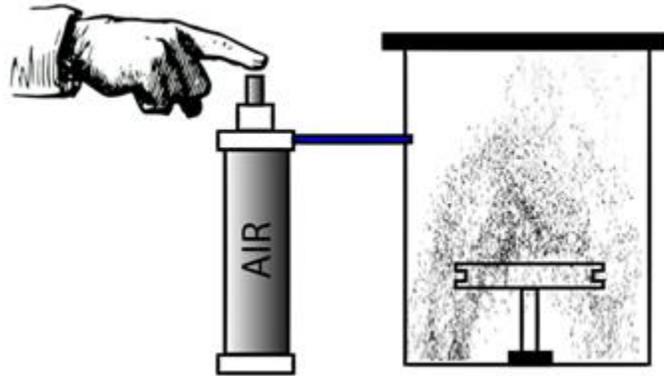


Figura 10. Esquema de la cámara de resuspensión en dónde partículas de polvo urbano (idealmente $<20 \mu\text{m}$) se montan sobre cinta de carbono pegada en un pin para análisis de microscopía para su posterior análisis de distribución de tamaño de partícula.

3.3.2. Análisis con MEB

Una vez preparada la muestra, el pin se colocó dentro del equipo de microscopía electrónica de barrido de escritorio Thermo Scientific™ Phenom ProX (Figura 11a y b) con el fin de realizar el conteo de partículas.

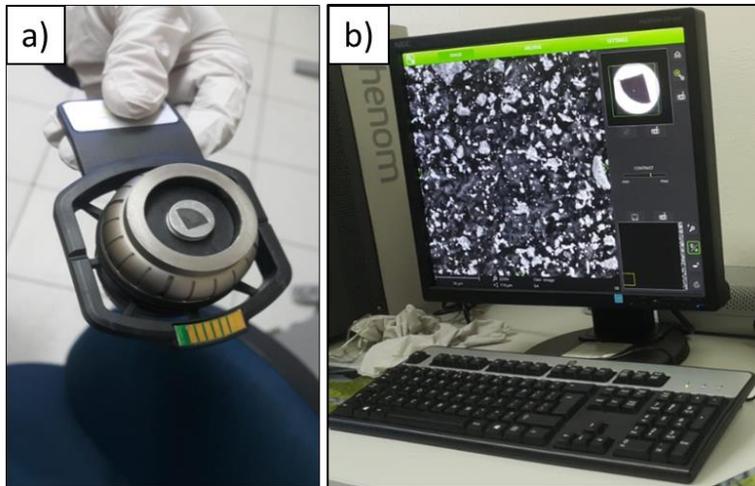


Figura 11. a) Pin con partículas de polvo urbano resuspendidas sobre un portamuestras y b) Equipo de escritorio de microscopía electrónica de barrido Thermo Scientific™ Phenom ProX, en el que se muestran en la pantalla las partículas <math><20\ \mu\text{m}</math> previamente resuspendidas.

Para el conteo de partículas, las micrografías electrónicas se analizaron utilizando el software Phenom ParticleMetric el cual identifica partículas de tamaños similares y las ilumina de un determinado color. Las Figuras 12a y b muestran un ejemplo de la identificación y medición de las partículas de una muestra de polvo urbano. Adicionalmente, el software también genera un reporte con algunas propiedades morfológicas de las partículas analizadas, tales como área, circularidad, circunferencia y elongación, entre otras.

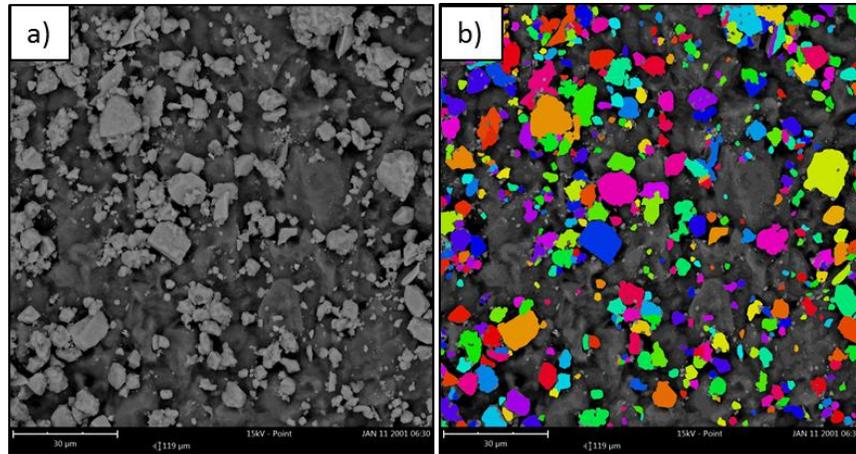


Figura 12. Identificación y caracterización de las partículas de una muestra de polvo urbano: a) micrografía electrónica y b) agrupación e iluminación de partículas de polvo urbano de tamaños similares.

3.4. Análisis de datos

Con la finalidad de identificar la posible fuente de los EPT en el polvo urbano, se realizó la comparación de las concentraciones medias de estos con sus respectivos valores de fondo. Además, para conocer la relación entre ellos, se realizó un análisis estadístico multivariado. Este tipo de análisis ha demostrado ser una herramienta eficaz para la identificación la relación de EPT en los polvos urbanos (Lu et al., 2010; Tokalioğlu y Kartal, 2006). Dicho análisis incluyó: el análisis del coeficiente de correlación de Pearson y Spearman (matriz de correlación), el análisis de componentes principales (PCA) y el análisis clúster o de conglomerados (CA). Lo anterior, utilizando el paquete de software estadístico OriginPro 2016.

3.4.1. Análisis estadístico descriptivo

Se realizó un análisis estadístico descriptivo que incluyó las concentraciones máximas, mínimas y media, así como los valores de fondo de Fe, Zn, Mn, Zr, Sr, Sc, Pb, Cu, Cr, V y As con el fin de poder realizar comparaciones y determinar aquellos EPT que tengan una fuente de origen antropogénica o geogénica, ya que dicha comparación ha demostrado ser una herramienta eficaz en la identificación de la posible fuente de EPT en polvos urbanos (Li et al., 2004; Meza-Figueroa et al., 2007; Yongming et al., 2006). Lo anterior, utilizando los resultados de análisis elementales de aquellas muestras con tamaño de partículas $<20 \mu\text{m}$, debido a que, como se mencionó anteriormente, este tamaño de partícula es de interés porque es el que presenta el mayor riesgo a la salud humana (Carreras y Garcia, 2008; L Bell et al., 2004).

3.4.2. Análisis estadístico multivariante

3.4.2.1. Prueba de normalidad

Se realizó la prueba de normalidad Shapiro-Wilk a los resultados de concentraciones de EPT en tamaño de partícula $<20 \mu\text{m}$, ya que ésta, permite evaluar la normalidad en la distribución de los datos y con esto, poder utilizar el método de correlación correcto. Si el valor de significancia es >0.05 , la distribución se considera normal y se recomienda el coeficiente de correlación de Pearson (Díaz, 2009). Si el valor de significancia es <0.05 los datos no tienen una distribución normal y se debe utilizar la correlación de Spearman (Díaz, 2009).

Una vez determinado el tipo de distribución de los datos (normal o no normal), se realizó un análisis estadístico multivariado en el software OriginPro 2016. Dicho análisis incluyó: matriz de correlación de Pearson, matriz de correlación de Spearman, análisis de componentes principales (PCA) y análisis de conglomerados o clúster (AC) ya que, como se ha mencionado anteriormente, se ha reportado que dicho tipo de análisis son una herramienta eficaz para correlacionar aquellos EPT que tengan fuentes de origen en común (Lu et al., 2008; Tokalioğlu y Kartal, 2006).

3.4.2.2. Matriz de correlación de Pearson y Spearman

La matriz de correlación de Pearson mide el grado de relación lineal entre variables con una distribución normal, mientras que la matriz de correlación de Spearman mide el grado de relación lineal entre variables con una distribución no normal. Ambas están definidas por el coeficiente de correlación “r”, que es medido en una escala que varía de -1 a 1 (Hinkle et al., 2003). Los valores de r y su interpretación se resumen en la Tabla 3.

Una vez calculado el valor del coeficiente de correlación “r” se debe determinar si tal valor obtenido muestra que las variables se encuentran o no correlacionadas, es decir, si dichas variables muestran una correlación significativa ya sea positiva o negativa, por lo general, un nivel de significancia (denotado como α) de 0.05 funciona adecuadamente (González y Panteleeva, 2016).

En este estudio, para calcular las matrices de correlación se utilizaron las variables de concentración para Fe, Zn, Mn, Zr, Sr, Sc, Pb, Cu, Cr, V y As en partículas <20 μm , con el fin de observar las variables que presentan correlaciones significativamente positivas, utilizando como criterio, aquellas que presentan un valor de r mayor a 0.5 para correlaciones significativamente positivas, o valores de r menor a -0.5 para correlaciones significativamente negativas, esto, ya que dichas correlaciones podrían indicar una fuente de origen común para los elementos analizados en este estudio (Lu et al., 2008; Tokalioğlu y Kartal, 2006).

Tabla 3. Interpretación del tamaño de correlación de Pearson y Spearman (Hinkle et al., 2003)

Valor de r	Interpretación
-0.9 a -1	Muy alta correlación negativa
-0.9 a -0.7	Alta correlación negativa
-0.7 a -0.5	Correlación negativa moderada
-0.5 a -0.3	Correlación negativa baja
-0.3 a 0	Ausencia de correlación negativa
0 a 0.3	Ausencia de correlación positiva
0.3 a 0.5	Correlación positiva baja
0.5 a 0.7	Correlación positiva moderada
0.7 a 0.9	Alta correlación positiva
0.9 a 1	Muy alta correlación positiva

3.4.2.3. Análisis de componentes principales (PCA)

El PCA permite simplificar un conjunto de variables iniciales en una serie más reducida de nuevas variables llamadas componentes principales, con los que se puede analizar las similitudes entre las variables observadas (Ezpeleta, 2003).

Cabe destacar que esta simplificación de las variables ocurre si las variables están correlacionadas entre sí (Fernández et al., 2003; Yongming et al., 2006). Para este estudio se utilizaron las mismas variables de concentración elemental mencionadas anteriormente y para la confiabilidad de los componentes principales se utilizó como criterio aquellos con un eigenvalor >1 .

3.4.2.4. Análisis clúster o de conglomerados (AC)

El CA permite agrupar las variables en dos o más grupos, tal que las variables dentro de un mismo clúster o grupo comparten características más en común que con las variables de otros clústeres (Kök y Ercan, 2007). El CA se aplicó al conjunto de variables de EPT en el polvo urbano con el fin de analizar si los elementos potencialmente tóxicos de un determinado origen similar se agrupan. Para dicho fin, se utilizó el método de Ward, mismo que tiende a formar clústers más compactos y de tamaño similar (Kalkstein et al., 1987; Yarnal, 1993). Además, es de los menos sensibles a los outliers (valores atípicos) (Kalkstein et al., 1987; Yarnal, 1993). En cuanto a la distancia, se utilizó como medida la distancia euclídea.

3.5. Análisis espacial y temporal

Los datos de concentraciones de EPT se analizaron mediante gráficos de cajas (boxplot) para observar su variabilidad espacial y temporal por cuenca urbana.

Dichos gráficos son una herramienta eficaz cuando se desea identificar valores atípicos y comparar la distribución de diferentes grupos de datos (Mcgill et al., 1978). Para realizar los gráficos boxplot se utilizó el software OriginPro 2016 y se trabajó con las variables de concentración de Fe, Zn, Mn, Pb, Cu, Cr, V y As por cuenca urbana en partículas <20 μm antes y después de la temporada de lluvias, así como los valores de fondo. Posteriormente se utilizó el software ArcGis 10.3 para realizar mapas de distribución espacial y temporal de las concentraciones de Fe, Zn, Mn, Pb, Cu, Cr, V y As.

4. Resultados

4.1. Concentración y origen de EPT en polvo urbano

Se obtuvo la composición elemental de muestras de polvo urbano recolectado antes (PRE) y después (POST) de la temporada de lluvias, en función del tamaño de partícula para las mallas #270, #325, #500, #635 y #<635 con diámetros aerodinámicos de 53 μm , 44 μm , 25 μm , 20 μm y <20 μm , respectivamente. La Figura 13 muestra el promedio de la concentración para Fe, Zn, Mn, Zr, Sr, Sc, Pb, Cu, Cr, V y As en función del tamaño de partícula para ambos muestreos. En general, los resultados muestran que la concentración de los elementos analizados disminuye conforme aumenta el tamaño de partícula en ambos muestreos.

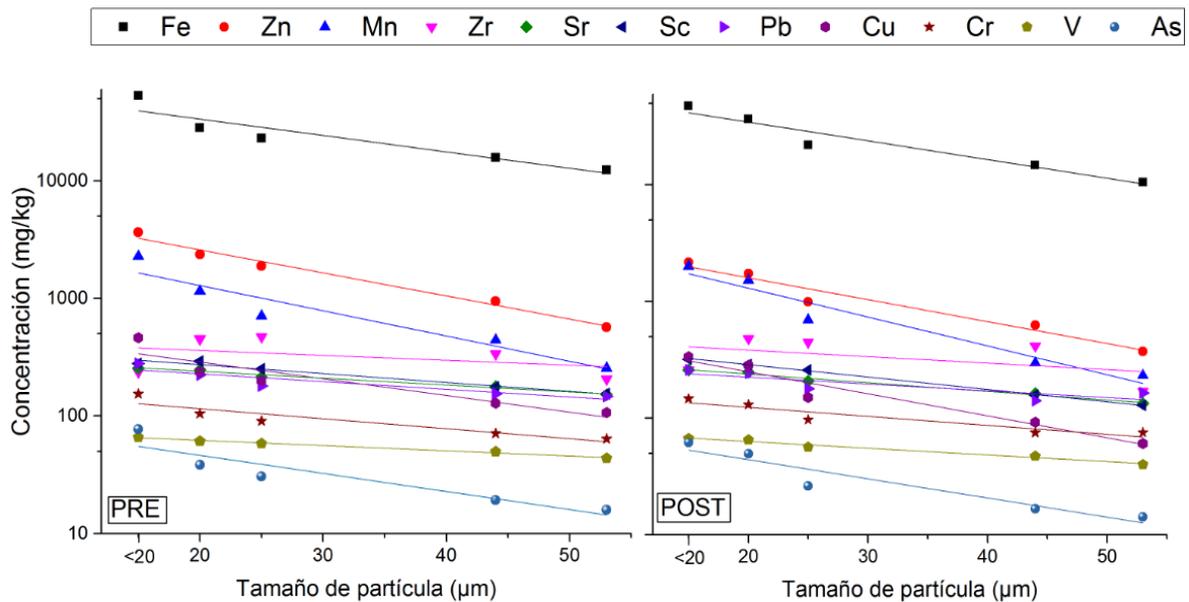


Figura 13. Concentración elemental promedio de muestra de polvo urbano en función del tamaño de partícula para el muestreo PRE y POST temporada de lluvias.

Debido a las altas concentraciones elementales de las partículas de tamaño más pequeño (malla #635; $<20\mu\text{m}$), y a su importancia en temas de salud, de aquí en adelante, los resultados y la discusión de los EPT se centrará en las partículas de esta fracción (malla #635) con diámetro aerodinámico $<20\mu\text{m}$.

Cabe destacar que en la actualidad, en México se cuenta con la norma NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 que establecen límites máximos permisibles para suelo, ya sea de uso industrial o de uso agrícola, residencial o comercial. Sin embargo, debido a que las partículas de polvo presentan mayor biodisponibilidad y capacidad de entrar al organismo que las partículas de suelo, tanto por ingesta como por inhalación ya que contiene partículas menores a $10\mu\text{m}$ (como las PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$), que son fácilmente inhalables y de alto riesgo para la salud humana (Plumlee y L. Ziegler, 2007), los valores de referencia para EPT en polvo urbano deberían ser menores a los valores de referencia para uso de suelo (Flores-Ramírez et al., 2012). Por otro lado, para determinar si la fuente de los EPT encontrados es de tipo geogénica o antropogénica, en este estudio se realizó una comparación de las concentraciones promedio de EPT PRE y POST contra los valores de fondo.

La Tabla 4 muestra la concentración máxima, mínima, media y valores de fondo de EPT en las muestras de polvo urbano para el muestreo PRE y POST. Los resultados, muestran que, en particular para este tamaño de partícula (malla #635; $<20\mu\text{m}$), las concentraciones promedio de EPT disminuyeron en el orden de $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Mn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Sc} > \text{Sr} > \text{Zr} > \text{Cr} > \text{As} > \text{V}$ para el muestreo PRE (Tabla 4).

Mientras que para el muestreo POST los EPT disminuyeron en el orden de Fe > Zn > Mn > Cu > Sc > Zr > Sr > Pb > Cr > V > As (Tabla 4). Además, la concentración media para Fe, Zn, Mn, Pb, Cu, Cr y As fue mayor durante el muestreo PRE, mientras que Zr, Sr, Sc y V fue mayor en el muestreo POST. Cabe destacar que la concentración media en ambos muestreos para Fe, Zn, Mn, Cu, Pb, As y Cr fueron mayores a los valores de fondo, lo que podría indicar una fuente de origen antropogénica para estos EPT, mientras que la concentración media para Sc, Sr, Zr, y V se encontraron muy cerca a los valores de fondo en ambos muestreos, lo que podría indicar una fuente de origen geogénica o natural para estos EPT.

Tabla 4. Concentraciones máximas, mínimas, promedio y valores de fondo de EPT en partículas <20µm (malla #635.)

EPT (mg/kg)	Fe		Zn		Mn		Cu		Pb		Sc		Sr		Zr		Cr		As		V	
	Pre	Post	Pre	Post	Pre	Post	Pre	Post	Pre	Post	Pre	Post	Pre	Post	Pre	Post	Pre	Post	Pre	Post	Pre	Post
Max	75022.6	82310.5	20008.5	3738.9	3455.3	3738.9	889.8	772.6	776.5	571.9	563.8	482.4	353.1	393.0	245.3	900.6	252.9	207.2	284.1	197.1	66.8	92.6
Min	20337.5	9519.3	685.6	271.9	1303.3	271.9	69.7	42.0	111.7	83.9	52.9	76.0	104.9	122.0	531.5	138.7	75.2	51.6	18.1	6.8	66.8	34.2
Mean	55177.4	48173.0	3735.8	2243.8	2358.3	2051.4	480.8	337.7	287.2	262.7	283.4	331.2	256.2	269.1	84.2	274.7	159.1	151.0	80.5	64.5	66.8	69.1
BG	42927.7		1499.8		1892.8		280.3		173.4		285.2		261.3		218.6		135.0		41.5		61.7	

En resumen estos resultados mostraron que Fe, Zn, Mn, Cu, Pb, As y Cr parece tener un origen antropogénico, mientras que Sc, Sr, Zr, y V un origen geogénico. Cabe destacar, que estos resultados son los primeros en hacer una comparación con los valores de fondo de la ZMSLP y definir aquellos EPT en el polvo urbano de origen antropogénico.

4.2. Análisis estadístico: Prueba de normalidad, matriz de correlación, análisis de componentes principales (PCA) y análisis de conglomerados (CA).

4.2.1. Prueba de normalidad

Los resultados de la prueba de normalidad (Tabla 5) revelaron que Zr, Pb, As, Zn, Cr y Sc presentan valores de significancia <0.05 , lo que sugiere que no cuentan con una distribución normal y, por lo tanto, para su correlación debería utilizarse el método de Spearman, mientras que Sr, Cu, Fe, Mn y V presentan valores de significancia >0.05 , lo que sugiere que estos sí cuentan con una distribución normal y, por lo tanto, para su correlación debería de utilizarse el método de Pearson.

Tabla 5. Resultados de prueba de normalidad por Shapiro-Wilk para los EPT en partículas $<20\mu\text{m}$.

Elemento	Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.
Zr	0.934	44	0.014
Sr	0.973	44	0.376
Pb	0.839	44	0
As	0.784	44	0
Zn	0.646	44	0
Cu	0.982	44	0.732
Fe	0.959	44	0.124
Mn	0.984	44	0.775
Cr	0.753	44	0
V	0.97	44	0.311
Sc	0.323	44	0

4.2.2. Matriz de correlación

Una vez realizada la prueba de normalidad anterior, se realizó la matriz de correlación de Spearman para Zr, Pb, As, Zn, Cr y Sc y la matriz de correlación de Pearson para Sr, Cu, Fe, Mn y V.

4.2.2.1. Matriz de correlación de Spearman

La Tabla 6 muestra los resultados de la correlación de Spearman para los muestreos PRE (porción triangular superior) y POST (porción triangular inferior) en la que se observan correlaciones significativas positivas para el muestreo PRE entre Pb y Zr (0.679), As y Zr (0.505), As y Pb (0.742), Zr y Zn (0.551), Zn y Pb (0.633), Zn y As (0.823), Cr y As (0.534) y correlaciones significativas negativas entre Sc y As (-0.502) y Sc y Zn (-0.545). Para el muestreo POST se observan correlaciones significativas positivas entre Pb y Zr (0.513), Pb y As (0.526), Pb y Cr (0.537), As y Zn (0.723) y As y Cr (0.581).

Tabla 6. Matriz de correlación de Spearman para los muestreos PRE y POST. Los valores por encima de la diagonal corresponden al muestreo PRE, mientras que los valores por debajo de la diagonal corresponden al muestreo POST.

	PRE	Zr	Pb	As	Zn	Cr	Sc
POST							
Zr		1	0.679	0.505	0.551	0.107	-0.206
Pb		0.513	1	0.742	0.633	0.407	-0.205
As		0.129	0.526	1	0.823	0.534	-0.502
Zn		0.282	0.442	0.723	1	0.409	-0.545
Cr		0.295	0.537	0.581	0.402	1	-0.285
Sc		0.038	-0.034	-0.377	-0.118	-0.174	1

Las correlaciones significativas positivas entre Pb, As, Zn y Cr (Tabla 6) soportan los resultados anteriores sobre su origen geogénico o antropogénico (Tabla 4), ya que estos EPT parecen provenir de una fuente de origen antropogénica debido a que mostraron concentraciones medias mayores a los valores de fondo en ambos muestreos PRE y POST (Tabla 4) y han sido identificados en la literatura como contaminantes del polvo urbano por fuentes relacionadas con el tráfico vehicular y/o actividades industriales (Delgado et al., 2019; Li et al., 2004; Meza-Figueroa et al., 2007). Cabe destacar que la correlación significativa positiva más alta se encontró entre As y Zn en ambos muestreos (Tabla 6). Lo anterior podría indicar que estos dos EPT provienen de una fuente en común. Además, la correlación entre Pb y Cr, en el muestreo POST (Tabla 6), podría derivarse de la erosión de la pintura amarilla que se utiliza ampliamente en las ciudades como señalética de tránsito vehicular, la cual se ha demostrado que se desgasta por efectos de la escorrentía superficial que se genera en temporada de lluvias liberando tanto Pb

como Cr a polvos urbanos (Meza-Figueroa et al., 2018). También las correlaciones significativas negativas entre Sc y As y Sc y Zn (Tabla 6) soportan los resultados anteriores, ya que el Sc parece provenir de una fuente de origen geogénica, debido a que la concentración media para este elemento en ambos muestreos (PRE y POST) es muy cercana a los valores de fondo (Tabla 4).

4.2.2.2. Matriz de correlación de Pearson

La Tabla 7 muestra los resultados de la correlación de Pearson para los muestreos PRE (porción triangular superior) y POST (porción triangular inferior), en la que se observan correlaciones significativas positivas para el muestreo PRE entre Fe y Cu (0.832), Mn y Cu (0.570) y Mn y Fe (0.774). Para el muestreo POST se observan las mismas correlaciones significativas positivas entre Fe y Cu (0.852), Mn y Cu (0.718) y Mn y Fe (0.901), mientras que V y Sr no mostraron correlaciones significativas positivas con ninguno de los EPT.

Tabla 7. Matriz de correlación de Pearson para los muestreos PRE y POST. Los valores por encima de la diagonal corresponden al muestreo PRE, mientras que los valores por debajo de la diagonal corresponden al muestreo POST.

	PRE	Sr	Cu	Fe	Mn	V
POST						
Sr		1	-0.117	-0.24	-0.287	0.401
Cu		0.177	1	0.832	0.57	0.246
Fe		0.032	0.852	1	0.774	0.217
Mn		0.01	0.718	0.901	1	0.130
V		0.351	0.472	0.450	0.413	1

Las correlaciones significativas positivas entre Cu, Fe y Mn (Tabla 7) soportan los resultados anteriores, ya que estos EPT al igual que el Pb, As, Zn y Cr parecen provenir de una fuente de origen antropogénica, ya que mostraron concentraciones medias mayores a los valores de fondo en ambos muestreos PRE y POST (Tabla 4), mientras que Sr y V parecen venir de una fuente de origen geogénica, debido a que la concentración media para estos elementos en ambos muestreos (PRE y POST) es muy cercana a los valores de fondo (Tabla 4).

En resumen, las matrices de correlación de Spearman y de Pearson soportaron mediante sus respectivas correlaciones, que Pb, As, Zn, Cr, Cu, Fe y Mn parecen provenir de fuentes de origen antropogénico, mientras que Zr, Sc, Sr y V de parecen provenir de fuentes geogénicas.

4.2.3. Análisis de componentes principales (PCA)

Para coadyuvar a la relación e identificación del origen de las fuentes de EPT en el polvo urbano se realizó, también, un análisis de PCA para ambos muestreos (PRE y POST) cuyos resultados se muestran en la Tabla 8 y Figura 14.

Para el muestreo PRE, el PCA reveló tres componentes principales (PC1, PC2 y PC3) que explican el 68.84% de la varianza total de los datos (Tabla 8 y Figura 14) (criterio: eigenvalor >1). El componente principal 1 (PC1) explica el 38.73% de la varianza total, en el que las variables que más contribuyeron fueron Zr (0.69), Pb (0.75), As (0.75), Zn (0.78) y Cu (0.65). El componente principal 2 (PC2) explica el 19% de la varianza total, en el que las variables que más contribuyeron fueron Fe (0.79), Mn (0.77) y Cr (0.82). El componente principal 3 (PC3) explica el 11.11% de la varianza total, en el que las variables que más contribuyeron fueron Sr (0.66), V (0.72) y Sc (0.58).

Para el muestreo POST, el PCA reveló también tres componentes principales (PC1, PC2 y PC3) que explican, en este caso, el 73.67% de la varianza total de los datos (Tabla 8 y Figura 14) (criterio: eigenvalor >1). El componente principal 1 (PC1) explica el 43.27% de la varianza total, en el que las variables de que más contribuyeron fueron As (0.74), Zn (0.62), Cu (0.88), Fe (0.95), Mn (0.93) y Cr (0.77). El componente principal 2 (PC2) explica el 19.63% de la varianza total, en el que las variables que más contribuyeron fueron Sr (0.90), V (0.53) y Sc (0.89). El componente principal 3 (PC3) explica el 10.77% de la varianza total, en el que las variables que más contribuyeron fueron Zr (0.89) y Pb (0.56).

Tabla 8. Resultados del análisis PCA para los muestreos PRE y POST, donde se muestran las variables (EPT) de mayor contribución en cada uno de los componentes principales, el eigenvalor, % de varianza y % acumulado.

EPT	PRE			POST		
	PC1	PC2	PC3	PC1	PC2	PC3
Zr	0.69	0.29	0.42	-0.05	0.02	0.89
Sr	0.23	-0.34	0.66	0.08	0.90	-0.09
Pb	0.75	0.17	0.23	0.37	0.15	0.56
As	0.75	0.36	0.02	0.74	-0.18	0.28
Zn	0.78	0.00	-0.16	0.62	-0.09	0.27
Cu	0.65	0.57	-0.19	0.88	0.12	0.09
Fe	0.37	0.79	-0.20	0.95	-0.04	-0.06
Mn	0.32	0.77	-0.28	0.93	-0.06	-0.11
Cr	-0.10	0.82	0.26	0.77	0.21	0.27
V	0.42	0.29	0.72	0.51	0.53	0.43
Sc	-0.28	-0.08	0.58	-0.26	0.89	0.22
Eigenvalor	4.26	2.09	1.22	4.76	2.16	1.18
% Varianza	38.73	19.00	11.11	43.27	19.63	10.77
% Acumulado	38.73	57.73	68.84	43.27	62.90	73.67

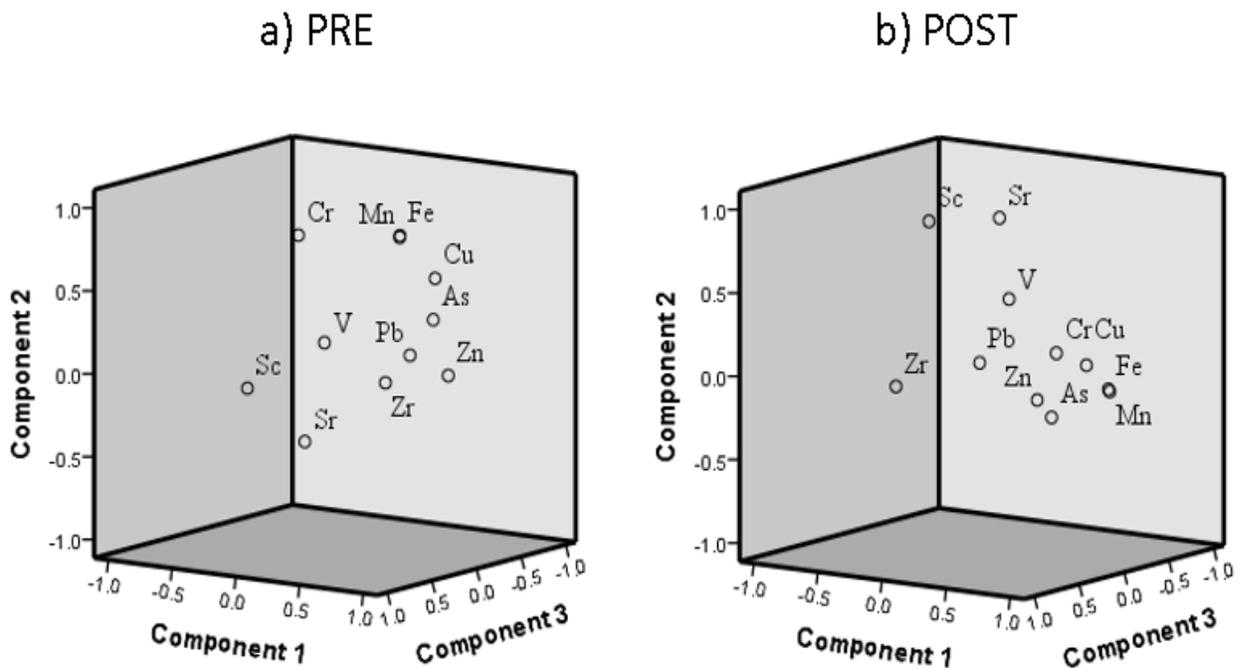


Figura 14. Resultados de PCA, para el muestreo a) PRE y b) POST donde se observan los tres componentes principales y las variables de mayor contribución para cada componente.

Estos resultados soportan que Zr, Pb, As, Zn, Cu, Fe, Mn y Cr, agrupados en los componentes PC1, PC2 en el muestreo PRE y PC1 en el muestreo POST (Tabla 8, Figura 14), podrían provenir de una fuente de origen antropogénica, ya que también son estos EPT, a excepción del Zr, los que presentan una concentración media mayor a los valores de fondo en ambos muestreos (Tabla 4) así como correlaciones significativas positivas en las matrices de correlación (Tabla 6 y 7). Estos EPT han sido también ampliamente reportados en otros estudios como contaminantes del polvo urbano derivados de tráfico vehicular y/o actividades industriales (Delgado et al., 2019; Diaz Rizo et al., 2011; Li et al., 2004). Por otra parte, el Sr, V y Sc, agrupados en el componente PC3 en el muestreo PRE y PC2 en el muestreo POST, podrían provenir de una fuente geogénica como lo indican también las concentraciones promedio muy cercanas a los valores de fondo (Tabla 4), la correlación significativa negativa de Sc con As y Zn (Tabla 6). Adicionalmente, V y Sr no mostraron correlaciones significativas positivas con ninguno de los EPT (Tabla 7). El Sr es uno de los elementos que se ha reportado en las rocas riolíticas de la Sierra de San Miguelito con concentraciones de hasta 155 mg/kg (Rodríguez-Ríos, 2013), lo que soporta su origen geogénico. Además, el Zr y Pb agrupados en el PC3 durante en el muestro POST podría indicar un origen mixto (antropogénico y geogénico) para estos elementos (Tabla 8, Figura 14b), ya que si bien, la concentración media de Pb en ambos muestreos es mayor a los valores de fondo (Tabla 4), estas no se encuentran muy por arriba, mientras que el Zr en ambos muestreos se encuentra muy cerca a los valores de fondo.

4.2.4. Análisis de clúster (AC)

El análisis clúster reveló dos grupos principales de EPT en ambos muestreos (PRE y POST), los cuales se muestran en los dendrogramas de la Figura 15a y b.

En el primer grupo se asociaron el Cu, Fe, Mn, Cr, Pb, As y Zn, esta agrupación podría indicar una fuente común de origen antropogénica para estos EPT ya que cabe recordar, la concentración promedio de estos EPT fue mayor a los valores de fondo durante ambos muestreos (Tabla 4), presentaron correlaciones significativas positivas en las matrices de correlaciones (Tablas 6 y 7) y fueron agrupados en los componentes PC1, PC2 (PRE) y PC1 (POST) del análisis de componentes anterior (Tabla 8, Figura 14).

En el segundo grupo se asociaron el Zr, V, Sr y Sc, esta agrupación podría indicar una fuente común de origen geogénica ya que, cabe recordar, la concentración promedio de estos EPT se encontró muy cerca a los valores de fondo durante ambos muestreos (Tabla 4), no presentaron correlaciones significativas positivas en las matrices de correlaciones (Tablas 6 y 7) y el Sr, V y Sc fueron agrupados en los componentes PC3 (PRE) y PC2 (POST) del análisis de componentes principales anterior (Tabla 8, Figura 14) .

Cabe destacar que la agrupación de EPT fue la misma en ambos muestreos a excepción del Pb que para el muestreo Post se agrupa con Zr, V, Sr y Sc. Lo anterior podría sugerir una variación estacional en las fuentes de este elemento.

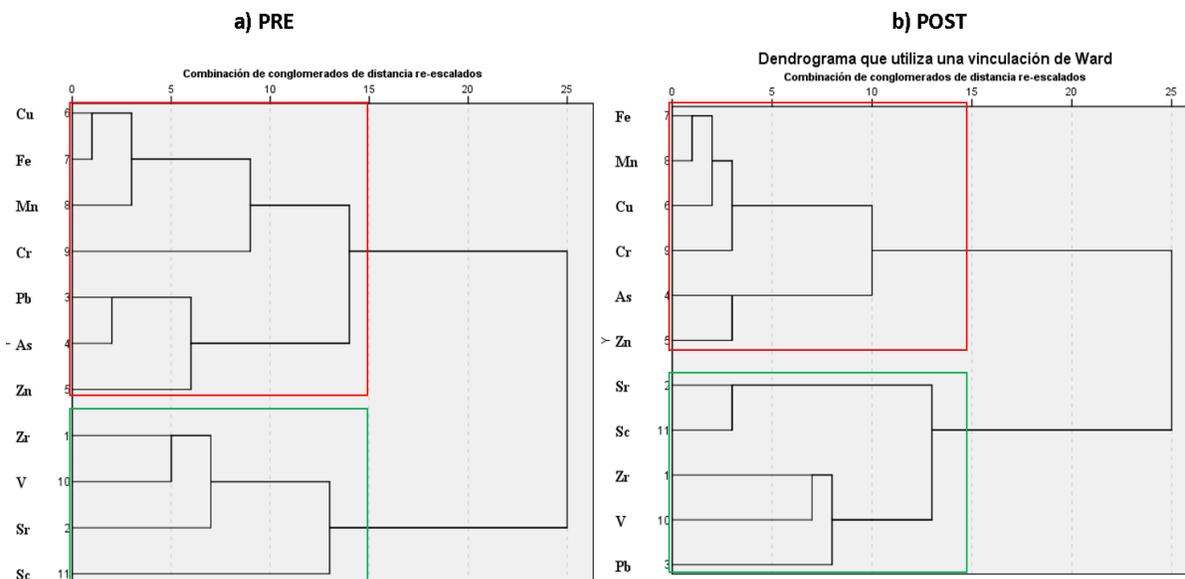


Figura 15. Resultados del análisis de clúster para los muestreo PRE y POST mostrando dos grupos principales muy probablemente asociados a su origen geogénico (color verde) y antropogénico (color rojo).

En resumen, el análisis de los datos parece indicar a través de las comparaciones de la concentración media con los valores de fondo (Tabla 4), la matriz de correlación de Spearman y Pearson (Tablas 6 y 7), el análisis de componentes principales (Tabla 8, Figura 14) y el análisis cluster (Figura 15) anteriores, que Cu, Fe, Mn, Cr, Pb, As y Zn parecen tener una fuente de origen en común siendo esta antropogénica, mientras que Zr, V, Sr y Sc parecen tener una fuente de origen en común siendo esta geogénica.

Cabe destacar que dichos resultados, proporcionan nueva información sobre el origen de EPT en el polvo urbano de la ZMSLP, así como su correlación con otros EPT derivados de fuentes comunes.

4.3. Análisis espacial y temporal

4.3.1. Variabilidad espacial y temporal de EPT por cuenca urbana

Una vez identificadas los tipos de fuentes de EPT en los polvos urbanos de la ZMSLP y las relaciones entre ellos mediante el análisis estadístico anterior (Tabla 4, 6, 7 y 8, Figuras 14 y 15), y con el fin de identificar su comportamiento espacial y temporal en las cuencas urbanas C2, C3, C4, C5, C6, C7, C8 y C9 e identificar variaciones espaciales y estacionales, se realizaron gráficas tipo boxplot y mapas de concentración en ambos muestreos (PRE y POST) para As, Pb, Cr, Zn, Fe, Mn y Cu. Lo anterior debido a que son estos los EPT que parecen tener un origen antropogénico.

Los resultados mostraron que para As (Figura 16a) la concentración media en todas las cuencas urbanas, y en ambos muestreos, fue mayor a las concentraciones de fondo de 41.5 mg/kg, a excepción de la cuenca C9. En dicha cuenca, la concentración de As fue menor a los valores de fondo durante el muestreo POST. No obstante, en la misma cuenca, la concentración de As mostró un valor extremo mayor a los 250 mg/kg de As (Figura 16a) durante el muestreo PRE. Lo anterior podría ser el resultado de una acumulación de As solo durante este temporada (PRE) por un proceso natural o por la contribución de alguna fuente puntual cercana.

Además las concentraciones medias y máximas de As fueron generalmente mayores antes de la temporada de lluvias (PRE) que después de ésta (Figura 16a). En la cuenca urbana C5 es donde se encontraron los puntos con mayor

concentración de As en ambos muestreos (Figura 16a), así como valores extremos en ambos muestreos con concentraciones mayores a los 200 mg/kg de As. Lo anterior podría indicar una fuente fija de contaminación en esta cuenca para este elemento con diferencias en la concentración PRE y POST.

Para el Pb (Figura 16b) la concentración media, en general, en todas las cuencas urbanas y en ambos muestreos (PRE y POST), fue mayor a los valores de fondo de 173.4 mg/kg, a excepción de la cuenca C2. En dicha cuenca, las concentraciones medias estuvieron por debajo del valor de fondo en el muestreo POST, mientras que dichas concentraciones fueron mayores que el valor de fondo durante el muestreo PRE, a excepción de las cuencas C2 y C9 durante el muestreo POST que presentaron concentraciones promedio menores a los valores de fondo.

Siguiendo con el Pb, se encontró, además, que las concentraciones medias y máximas fueron generalmente mayores antes de la temporada de lluvias (PRE) que después de ésta (Figura 16b). Las cuencas C5, C8 y C9 parecen ser las más impactadas por este elemento, ya que durante ambos muestreos fue en estas donde se encontraron las concentraciones más altas, con algunas variaciones en la concentración debido a las variaciones estacionales sugiriendo entonces la presencia de una fuente fija de contaminación para este elemento en dichas cuencas.

Para el Zn (Figura 16c) la concentración media en las cuencas urbanas C3, C4, C5 y C6 fue mayor a los valores de fondo de 1499.81 mg/kg, presentando las

concentraciones más altas en las cuencas C3 y C5, además dichas concentraciones son en general mayores durante el muestreo PRE (Figura 16c). Cabe destacar que las cuencas C2, C7, C8 y C9 presentaron concentraciones promedio muy cerca a los valores de fondo en ambos muestreos, y muy por debajo a las encontradas en las cuencas C3, C4, C5 y C6 (Figura 16c) lo que podría sugerir que en estas últimas cuencas existe alguna fuente que aporte antropogénicamente este elemento.

Para el Cr (Figura 16d) las concentraciones promedio en cada una de las cuencas urbanas fueron mayores a las concentraciones de fondo de 134.98 mg/kg durante ambos muestreos y mayores generalmente durante el muestreo PRE, indicando un aporte antropogénico de este elemento en prácticamente toda la ciudad. Además las cuencas C5, C7 y C9 son las que presentaron las mayores concentraciones. Cabe destacar que en la ZMSLP se utiliza pintura amarilla como señalética de tránsito vehicular sobre las calles, la cual se ha reportado como una fuente importante de partículas de Pb y Cr (Meza-Figueroa et al., 2018). Además debido a las condiciones semiáridas de la ciudad y eventos de inundación muy frecuentes, esta podría ser propensa a meteorizarse y erosionarse emitiendo partículas que posteriormente pueden agregarse al polvo urbano. Por otra parte debido a políticas públicas se han pintado gran número de puentes peatonales, bardas y viviendas con pintura amarilla en la ciudad, pudiendo estas también ser fuente de partículas.

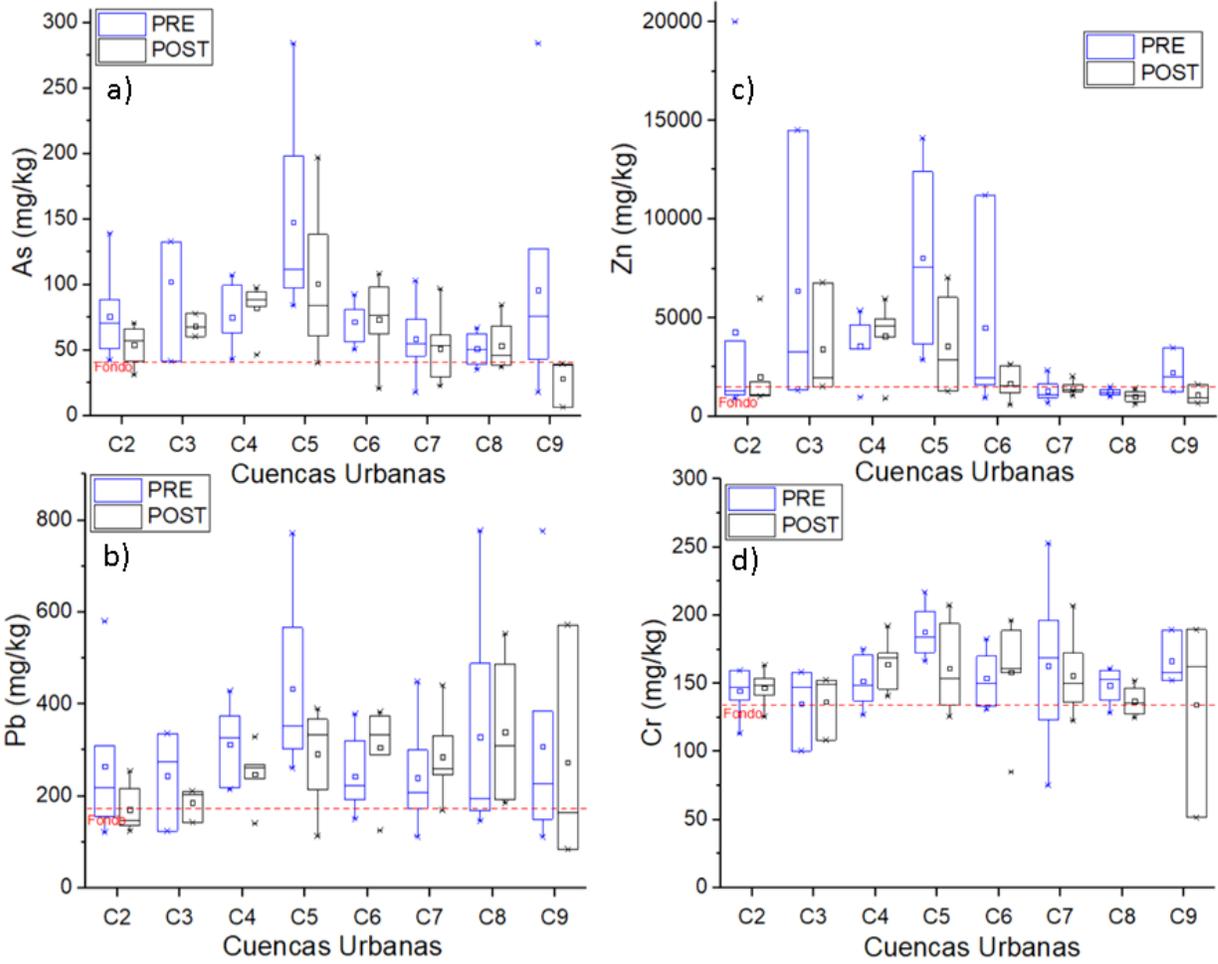


Figura 16. Resultados de las gráficas boxplot para los muestreo PRE y POST por cuenca urbana para a) As, b) Pb, c) Zn y d) Cr, donde se observa también los valores medios del fondo geoquímico.

En cuanto a los resultados para Fe (Figura 17a), Mn (Figura 17b) y Cu (Figura 17c) las concentraciones promedio en cada una de las cuencas urbanas fueron mayores a los valores de fondo, indicando así, un aporte antropogénico para estos EPT en la ZMSLP. Además, las concentraciones máximas se encuentran principalmente en las cuencas C4, C5, C6 y C9, siendo mayores durante el muestreo PRE.

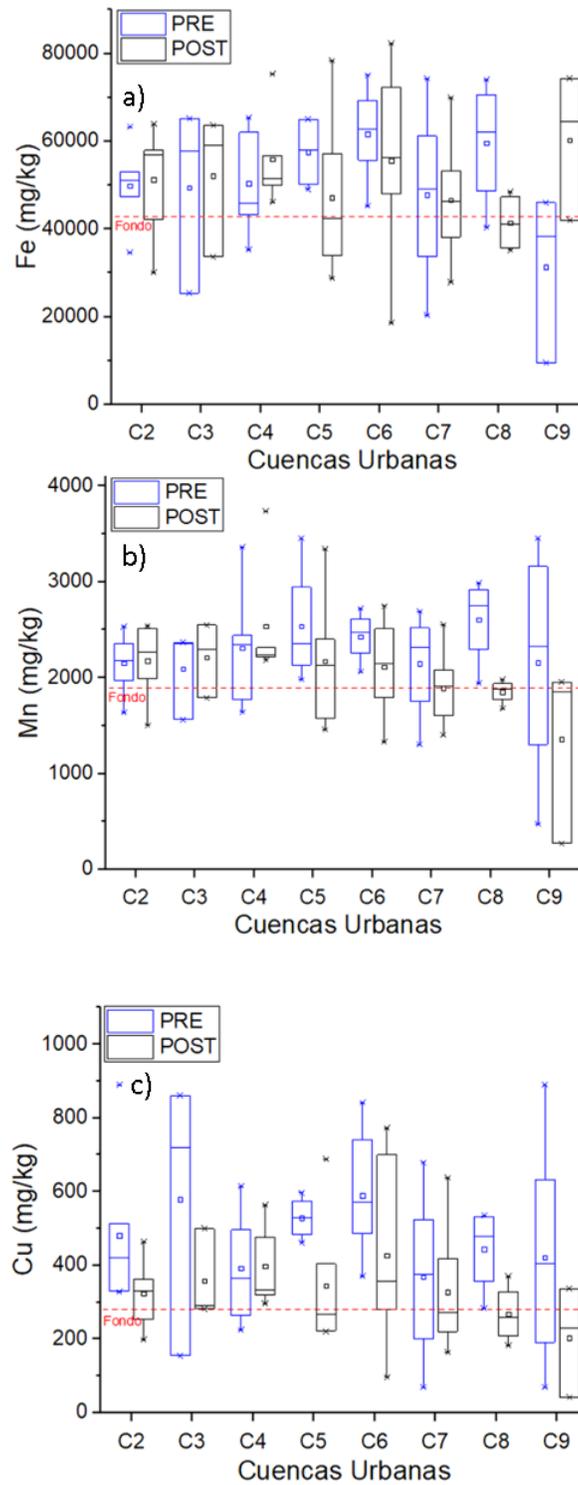


Figura 17. Resultados de las gráficas boxplot para los muestreo PRE y POST por cuenca urbana para a) Fe, b) Mn, c) Cu, donde se observa también los valores medios del fondo geoquímico.

Con dichas comparaciones, se puede observar que las cuencas C4, C5, C6 y C9 parecen ser las que reciben mayor aporte antropogénico ya que las concentraciones máximas de As, Pb, Cr, Zn, Fe, Mn y Cu generalmente se encontraron en estas cuencas. Además, se observó que durante la temporada antes de lluvias (PRE) es cuando las concentraciones fueron más altas para estos EPT. Una posible explicación para esto es que: durante la temporada de lluvias existen eventos de inundación en la ZMSLP (H. Ayuntamiento de San Luis Potosí, 2018), que podrían estar lavando estos EPT y cambiar su ubicación espacial y temporal. Cabe destacar que estos resultados son los primeros en tomar en cuenta la ubicación de cuencas urbanas para el depósito de polvos urbanos en la ZMSLP, así como la variabilidad estacional mediante dos muestreos realizados en diferentes estaciones del año, antes y después de las lluvias (PRE y POST), los cuales podrían servir como referencia para estudios en la misma ciudad y/o en otras partes del mundo con problemáticas similares.

4.3.2. Distribución espacial y temporal de EPT en el polvo urbano

Con el fin de observar la distribución espacial de las concentraciones de los EPT analizada en el área de estudio, se realizaron mapas de puntos con las concentraciones de As, Pb, Cr, Zn, Fe, Mn y Cu. En dichos mapas se incluyó, también, el diagrama de rosas que indica la dirección preferencial del viento para un periodo de 20 años y para cada muestreo (PRE y POST), cuencas urbanas, ubicación de la zona industrial, IMMSA y el drenaje superficial.

Los resultados para As (Figura 18a) mostraron que generalmente en toda la ZMSLP las concentraciones para este elemento son superiores a los valores de fondo de 41.5 mg/kg, lo cual indica un aporte de origen antropogénico. Además, los puntos de mayor concentración en ambos muestreos se encontraron en la zona oeste-noreste en las cuencas C3, C4 y C5 en donde cabe destacar que en la cuenca C5 se ubica la planta metalúrgica IMMSA. Como se mencionó anteriormente, en dicha planta operaron las plantas de cobre y arsénico entre 1925 y 2010 (Martínez, 2017), la cual, parece ser la fuente de este elemento, ya que se pueden observar dos patrones de contaminación, uno con dirección al noreste y otro con dirección al norte. El patrón con dirección al oeste de IMMSA inicia en la muestra 17 (Figura 18a), que cabe destacar fue la de mayor concentración en ambos muestreos. Dicha concentración disminuye conforme se aleja de la planta IMMSA hacia el noreste en las muestras 18, 10, 11, y 12 (cuencas C5 y C4). Además, la dirección preferencial del viento al oeste-noreste y la dirección de la escorrentía superficial parecen favorecer la dispersión de este elemento a dicha dirección.

El patrón con dirección al norte de IMMSA se puede observar en las muestras 8 y 6 de las cuencas C3 y C2 respectivamente. Dicho patrón se observó mejor durante el muestreo PRE donde además coincide con la dirección del viento para este periodo, ya que la dirección preferencial también es hacia el norte (Figura 18a). Lo anterior podría sugerir que el viento favorece la dispersión de este elemento al norte. Por otra parte, las concentraciones más altas se encontraron principalmente en las zonas bajas y medias de las cuencas C5, C6, C7, C8 y C9,

mientras que las concentraciones más bajas se encontraron al sur en las zonas altas de las mismas cuencas C5, C6, C7, C8 y C9 cercanas a la Sierra de San Miguelito.

Los resultados para Zn (Figura 18b) mostraron que las concentraciones mayores a los valores de fondo de 1499.8 mg/kg, se encuentran principalmente en las cuencas C3, C4, C5 y C6 lo cual indica, que estos puntos tienen un aporte de origen antropogénico. Los puntos de mayor concentración, en ambos muestreos, se encontraron principalmente en las cuencas C5 y C4. Además, similar al As, en el caso del Zn también se pudieron observar dos patrones de distribución espacial y temporal en ambos muestreos (Figura 18a), uno con dirección al noreste y otro con dirección al norte. El patrón con dirección al noreste de IMMSA, inicia con la muestra 17 que cabe destacar fue la de mayor concentración en ambos muestreos (Figura 18b). Dicha concentración disminuye conforme se aleja de IMMSA hacia el noreste en las muestras 18, 10, 11, y 12. Además, la dirección preferencial del viento al oeste-noreste y la dirección de la escorrentía superficial parecen favorecer la dispersión de este elemento a dicha dirección.

El patrón con dirección al norte de IMMSA se puede observar en las muestras 8 y 6 de las cuencas C3 y C2, respectivamente (Figura 18b). Dicho patrón coincide con la dirección del viento para este periodo, ya que la dirección preferencial del viento también es hacia el norte. Cabe destacar que actualmente la planta IMMSA se dedica al beneficio de Zn extraído en diferentes minas de México, por lo cual, podría esta ser la fuente para este elemento. Por otra parte, las concentraciones más altas se encontraron principalmente en las zonas bajas y medias de las

cuencas C5 y C6, mientras que las concentraciones más bajas se encontraron al sur en las zonas altas de las mismas cuencas C5, C6, además de las cuencas C7, C8 y C9 cercanas a la Sierra de San Miguelito.

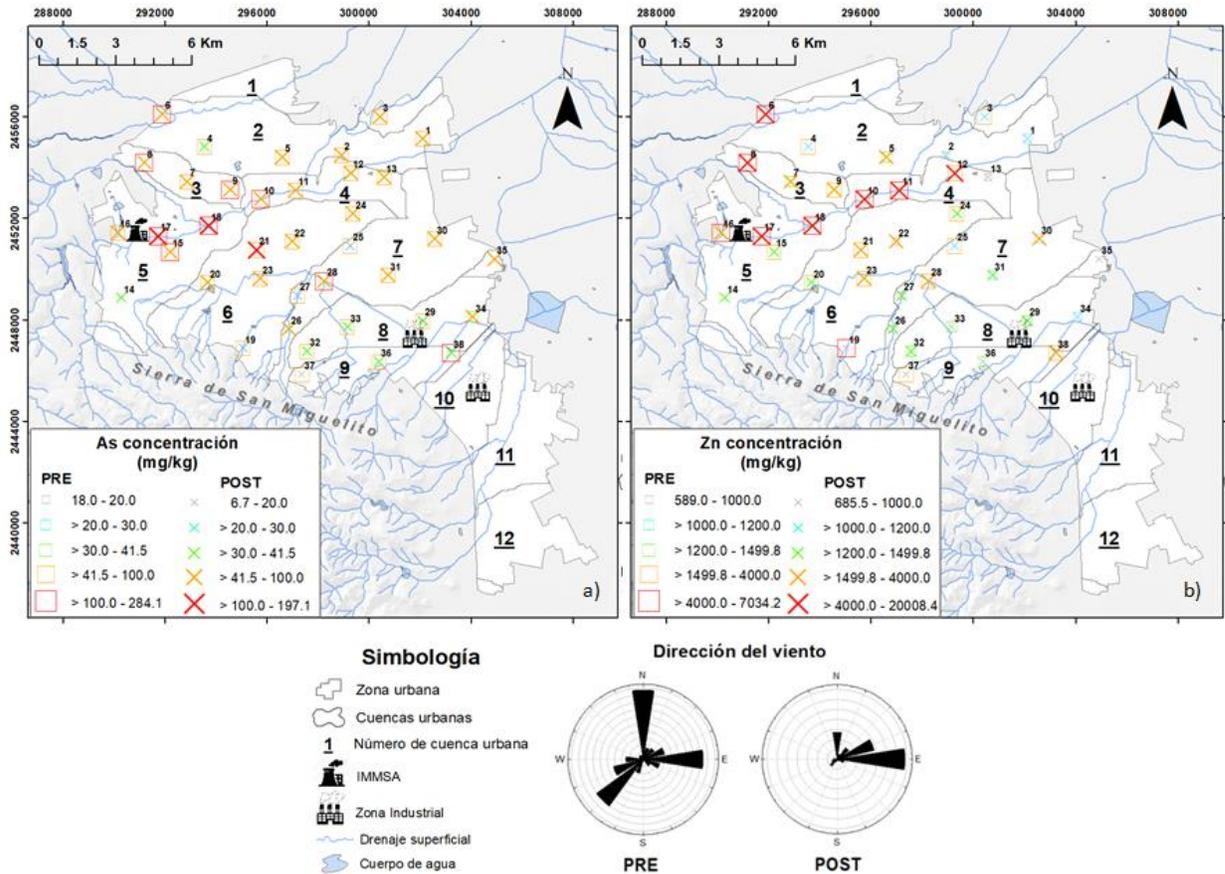


Figura 18. Mapas de distribución espacial y temporal para los muestreo PRE y POST de a) As y b) Zn, donde se observa la dirección preferencial del viento para ambos muestreos, el drenaje superficial, cuencas urbanas y la ubicación de IMMSA y la Zona Industrial.

Los resultados para Pb (Fig. 19a) mostraron que las concentraciones mayores a los valores de fondo de 173.4 mg/kg, se encuentran generalmente en toda la ZMSLP, principalmente en las cuencas C4, C5, C6, C7, C8 y C9 indicando un aporte de origen antropogénico de este elemento en toda la ciudad. Además, lo

puntos de mayor concentración en ambos muestreos se encontraron en dos zonas de la ciudad. Una al oeste en la cuenca C5, muestra 17, donde se encuentra la planta metalúrgica IMMSA y otro al sureste en la cuenca C8 muestra 34, donde cabe destacar, se encuentra la zona industrial. Lo anterior podría sugerir que tanto IMMSA como la zona industrial, donde inclusive se ubican algunas empresas dedicadas al beneficio de este elemento podrían ser las fuentes de este elemento en la ciudad. Además, al igual que con el As (Figura 18a) y el Zn (Figura 18b), los puntos de mayor concentración se encontraron generalmente en las zonas medias y bajas de las cuencas urbanas, siendo para Pb en las cuencas C5, C6, C7, C8 y C9, mientras que las concentraciones más bajas se encontraron al sur en las zonas altas de las mismas cuencas C5, C6, C7, C8 y C9 cercanas a la Sierra de San Miguelito.

En cuanto al Cr (Fig. 19b) los resultados mostraron que las concentraciones mayores a los valores de fondo de 135.0 mg/kg, se encuentran generalmente en toda la ZMSLP, principalmente en las cuencas C4, C5, C6, C7 y C9 indicando un aporte de origen antropogénico de este elemento en toda la ciudad. Además, los puntos de mayor concentración parecen no tener un patrón definido. Sin embargo, estos se ubican principalmente en toda la franja centro de la ZMSLP en las cuencas C5, C6 y C7 y en general coinciden con algunos puntos de alta concentración para Pb (Fig. 19a). Además, cabe destacar, que estas cuencas son las áreas con mayor urbanización y calles pavimentadas de la ZMSLP sobre la que se coloca la pintura amarilla como señalética vial, la cual, podría ser una de las fuentes para este elemento ya que además mediante la matriz de correlación

de Spearman anterior (Tabla 6) mostró correlación significativamente positiva con Pb para el muestreo POST y dicha correlación se ha reportado como producto del desgaste de la pintura amarilla de tráfico y su posterior integración al polvo urbano (Meza-Figueroa et al., 2018). Además, los puntos de mayor concentración se encontraron generalmente en las zonas medias y bajas de las cuencas urbanas C5, C6, C7, C8 y C9, mientras que las concentraciones más bajas se encontraron al sur en las zonas altas de las mismas cuencas C5, C6, C7, C8 y C9 cercanas a la Sierra de San Miguelito.

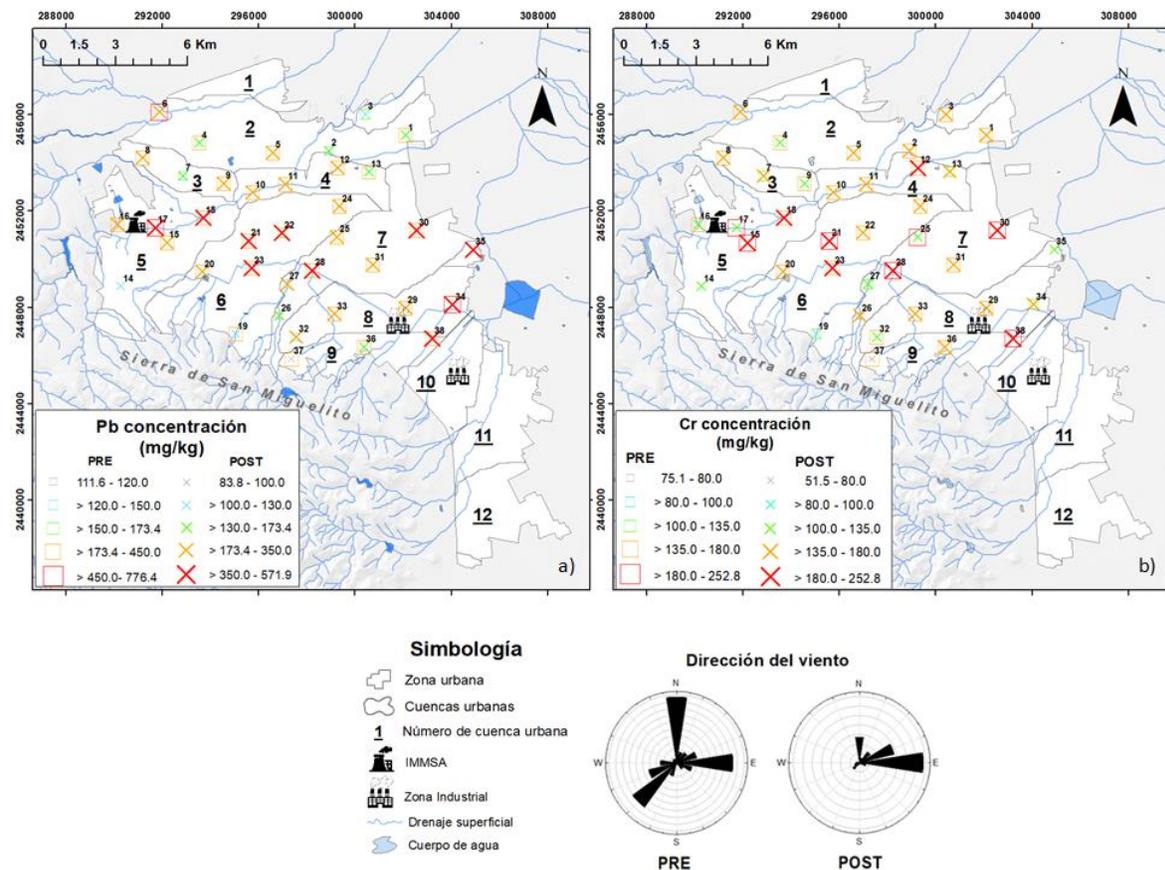


Figura 19. Mapas de distribución espacial y temporal para los muestreo PRE y POST de a) Pb y b) Cr, donde se observa la dirección preferencial del viento para ambos muestreos, el drenaje superficial, cuencas urbanas y la ubicación de IMMSA y la Zona Industrial.

Para el Cu, Fe y Mn (Figura 20 a, b y c) los resultados mostraron que las concentraciones mayores a los valores de fondo de 280.3, 42927.7 y 1892.8 mg/kg, respectivamente, se encuentran generalmente en toda la ZMSLP, sin un patrón definido y principalmente en las cuencas C5 y C6, a destacar que la muestra 18 en cuenca C5 fue la de mayor concentración para Cu y Fe durante ambos muestreos y para Mn durante el muestreo POST (Figura 20 a, b y c). Además, para Cu y Mn los puntos de mayor concentración se encontraron generalmente en las zonas medias y bajas de las cuencas urbanas C5 y C6 mientras que las concentraciones más bajas se encontraron al sur en las zonas altas de las mismas cuencas C5, C6 cercanas a la Sierra de San Miguelito. Para el Fe no se observó lo anterior (Figura 20 a, b y c).

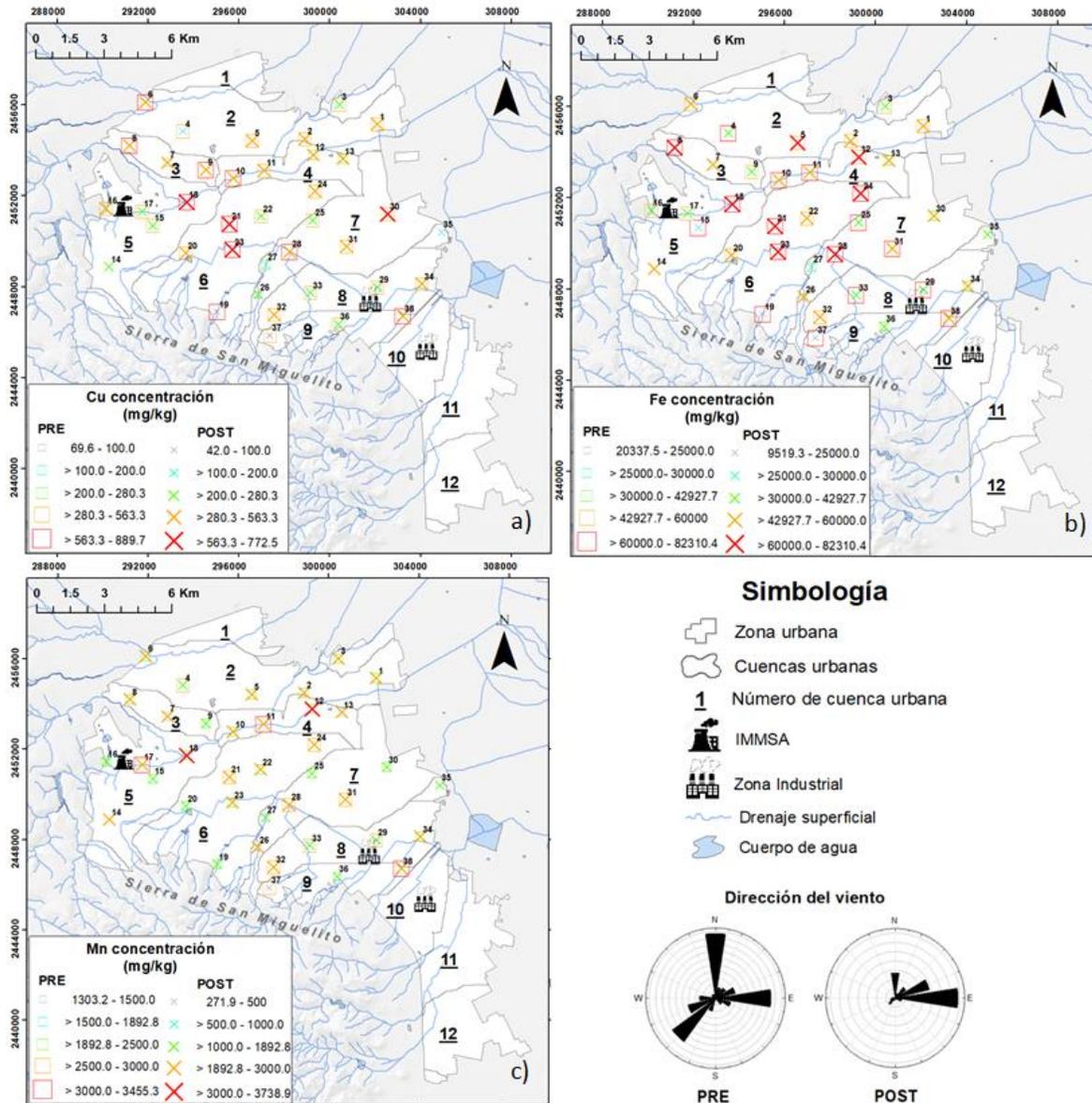


Figura 20. Mapas de distribución espacial y temporal para los muestreo PRE y POST de a) Cu, b) Fe y c) Mn, donde se observa la dirección preferencial del viento para ambos muestreos, el drenaje superficial, cuencas urbanas y la ubicación de IMMSA y la Zona Industrial.

En base a lo anterior, las cuencas urbanas C4, C5 y C6 ubicadas en la zona centro - oeste de la ZMSLP parecen ser las más impactadas por As, Pb, Cr, Zn, Fe, Mn y Cu ya que es donde se distribuyen principalmente las más altas

concentraciones de estos elementos antes y después de la temporada de lluvias (Figura 18, 19 y 20). Por otra parte, en las cuencas urbanas C7, C8 y C9, ubicadas al sureste de la ZMSLP, se encontraron también altas concentraciones para Pb, mientras que en la C8 se encontró un punto alto de As (Figura 18 y 20). Estos resultados son similares a los resultados anteriores obtenidos en las gráficas boxplot (Figura 17 y 16) que mostraron que las cuencas C4, C5 y C6 eran también las más impactadas por actividades antropogénicas, mientras que en las cuencas C8 y C9 se encontraron las concentraciones más altas de Pb. Por otra parte, la dirección del viento preferentemente al norte-este durante el muestreo PRE y la dirección del viento preferentemente al este durante el muestreo POST parece jugar un papel muy importante en la dispersión espacial de estos EPT, ya que como se mencionó anteriormente la concentración disminuye en esta dirección desde la planta metalúrgica IMMSA especialmente para el As y Zn. Por otro lado, el drenaje superficial parece tener un aporte en el comportamiento temporal de estos EPT, ya que después de la temporada de lluvias (muestreo POST), las concentraciones fueron menores que antes de esta, lo que podría sugerir un lavado de estos EPT por la escorrentía superficial. Además, las concentraciones más altas se encontraron generalmente en las zonas medias y bajas de las cuencas C5, C6, C7, C8 y C9, mientras que las concentraciones más bajas se encontraron al sur en las zonas altas de las mismas cuencas C5, C6, C7, C8 y C9, este contraste podría deberse a los rasgos geomorfológicos de dichas cuencas, debido a que es en estas, donde se encuentran las máximas diferencias de elevación pasando de 1886 msnm en las zonas bajas a 2060 msnm en las zonas altas, cercanas a la Sierra de San Miguelito, favoreciendo así a los procesos

naturales de erosión que ocurren en las zonas altas, transporte en las zonas medias y sedimentación en las zonas bajas en las cuencas (Miralles, 2010).

Cabe destacar que estos resultados son los primeros en contemplar las cuencas urbanas para la ubicación espacial de las muestras, así como la dirección del viento y la escorrentía superficial para la dispersión de partículas de polvo en la ZMSLP.

4.4. Conteo de partículas

Una vez identificadas las concentraciones de EPT así como, su tipo de fuente de origen y su distribución espacial y temporal, se realizó entonces, un conteo de partículas seleccionando solo una muestra por cuenca urbana, muestras 05, 08, 12, 18, 21, 28, 32 y 38 (Figura 6) teniendo como criterio aquellas que presentaron las concentraciones más altas de EPT. Lo anterior, con el fin de cuantificar las partículas $<10\ \mu\text{m}$ (PM10) debido a que éstas pueden ser inhaladas por el sistema respiratorio y penetrar dentro del tracto respiratorio (Plumlee y L. Ziegler, 2007).

Los resultados del conteo de partículas se muestran en las siguientes Figuras 21, 22, 23, 24,25, 26, 27 y 28, en donde se observa que los tamaños de partículas se distribuyen principalmente en el orden de las partículas menores a 2.5 micras ($<PM_{2.5}$), resaltando, por lo tanto, un riesgo latente de penetración hasta los bronquios secundarios, e incluso algunas hasta los alvéolos (Plumlee & L. Ziegler, 2007).

Los resultados mostraron que para la muestra 05, que se ubica en la cuenca C2 (Figura 5), para el muestreo PRE de un total de 717 partículas, 318 se encontraron

en el rango de tamaño de 1.6 - 2.16 μm (Figura 21a), mientras que para el muestreo POST de un total de 1312 partículas, 608 se encontraron en el rango de tamaño de 1.19 – 2.07 μm (Figura 21b). Debido a este tamaño, las partículas recolectadas en ambos muestreos podrían profundizar hasta los bronquios terminales (Plumlee & L. Ziegler, 2007). En lo que se refiere a la cantidad de partículas, dicha cantidad fue mayor para el muestreo POST que para el muestreo PRE y presentaron en un rango de tamaño un poco más pequeño (Figura 21).

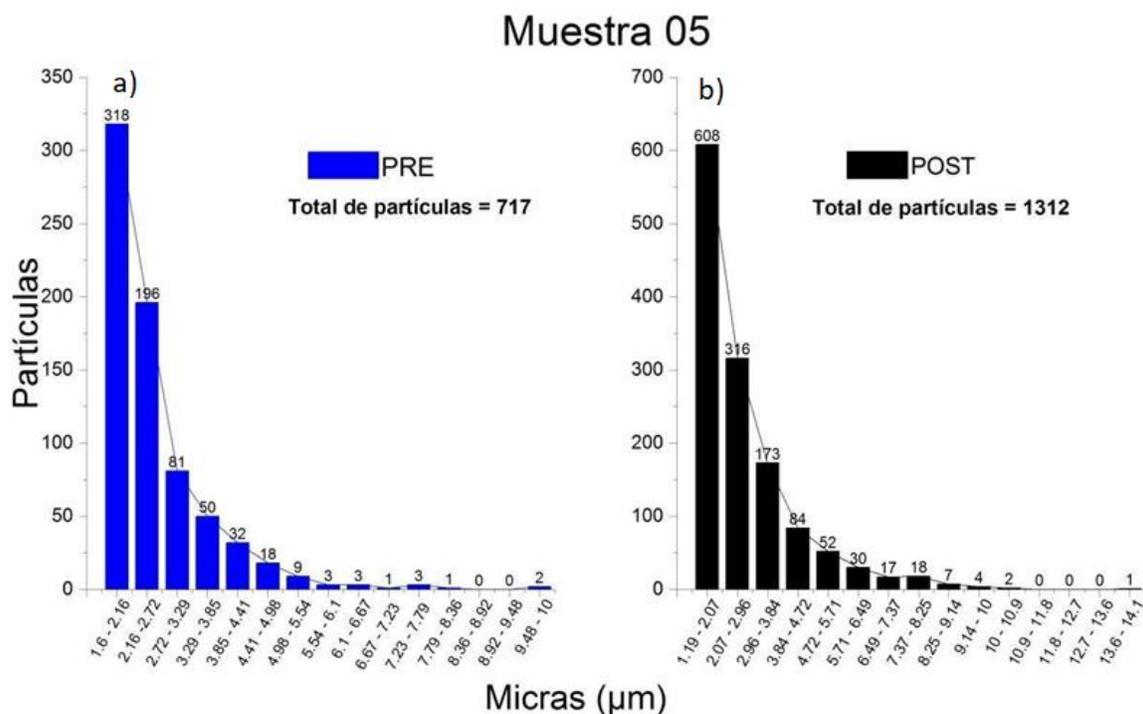


Figura 21. Histograma del conteo de partículas <20 μm para la muestra 05 de los muestreo a) PRE y b) POST.

Para la muestra 08, que se ubica en la cuenca C3 (Figura 5), en el muestreo PRE, de un total de 327 partículas, 214 se encontraron en el rango 1.7 - 3.03 μm (Figura 22a), las cuales podrían profundizar hasta la faringe y bronquios

secundarios (Plumlee y L. Ziegler, 2007), mientras que para el muestreo POST de un total de 2073 partículas, 1147 se encontraron en el rango de 0.68 – 1.36 μm (Figura 22b), las cuales, podrían profundizar hasta los alvéolos, la parte más profunda del pulmón (Plumlee y L. Ziegler, 2007). Además, la cantidad de partículas para el muestreo POST fue mayor en comparación con el muestreo PRE y dichas partículas presentaron un rango de tamaño más pequeño también en este muestreo (Figura 22).

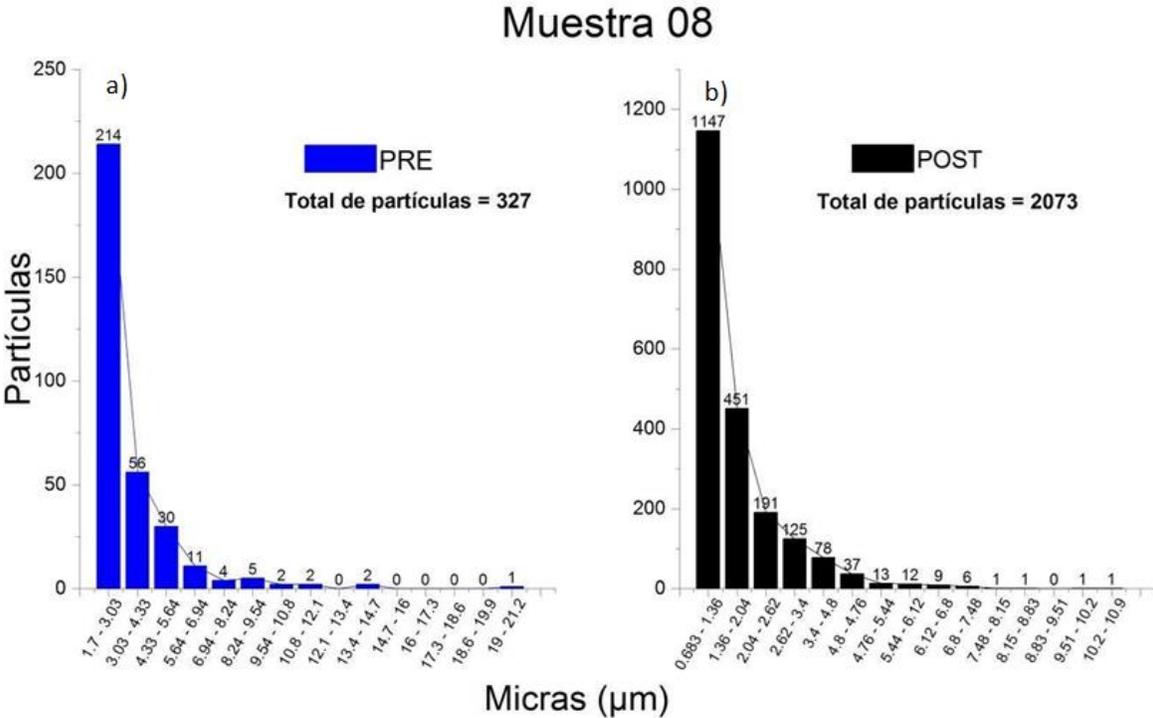


Figura 22. Histograma del conteo de partículas <20 μm para la muestra 08 de los muestreo a) PRE y b) POST.

Para la muestra 12, que se ubica en la cuenca C4 (Figura 5), en el muestreo PRE, de un total de 504 partículas, 199 se encontraron en el rango de 1.24 - 2.06 μm (Figura 23a), las cuales podrían profundizar hasta los bronquios terminales, mientras que para el muestreo POST de un total de 1074 partículas, 596 se

encontraron en el rango de 0.684 – 1.82 μm (Figura 23b), las cuales podrían profundizar hasta los alvéolos (Plumlee y L. Ziegler, 2007). Además, la cantidad de partículas para el muestreo POST fue mayor en comparación con el muestreo PRE y dichas partículas presentaron un rango de tamaño más pequeño también en este muestreo (Figura 23).

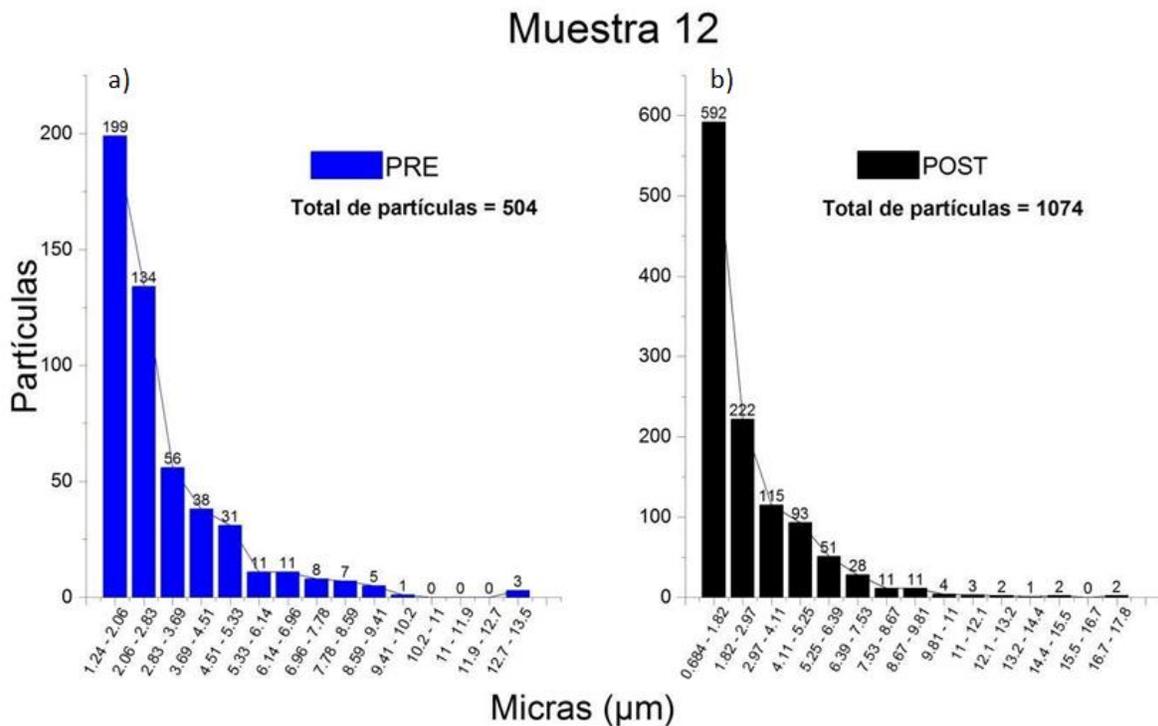


Figura 23. Histograma del conteo de partículas <20 μm para la muestra 12 de los muestreo a) PRE y b) POST.

Para la muestra 18, que se ubica en la cuenca C5 (Figura 5), en el muestreo PRE de un total de 256 partículas, 104 se encontraron en el rango de 1.37 - 2.21 μm (Figura 24a), mientras que para el muestreo POST de un total de 578 partículas, 294 se encontraron en el rango de 1.21 – 2.28 μm (Figura 24b), las cuales, en ambas temporadas, podrían profundizar hasta los bronquios terminales (Plumlee y

L. Ziegler, 2007). Por otro lado, la cantidad de partículas para el muestreo POST fue mayor en comparación con el muestreo PRE y dichas partículas presentaron un rango de tamaño muy similar en ambos muestreos (Figura 24).

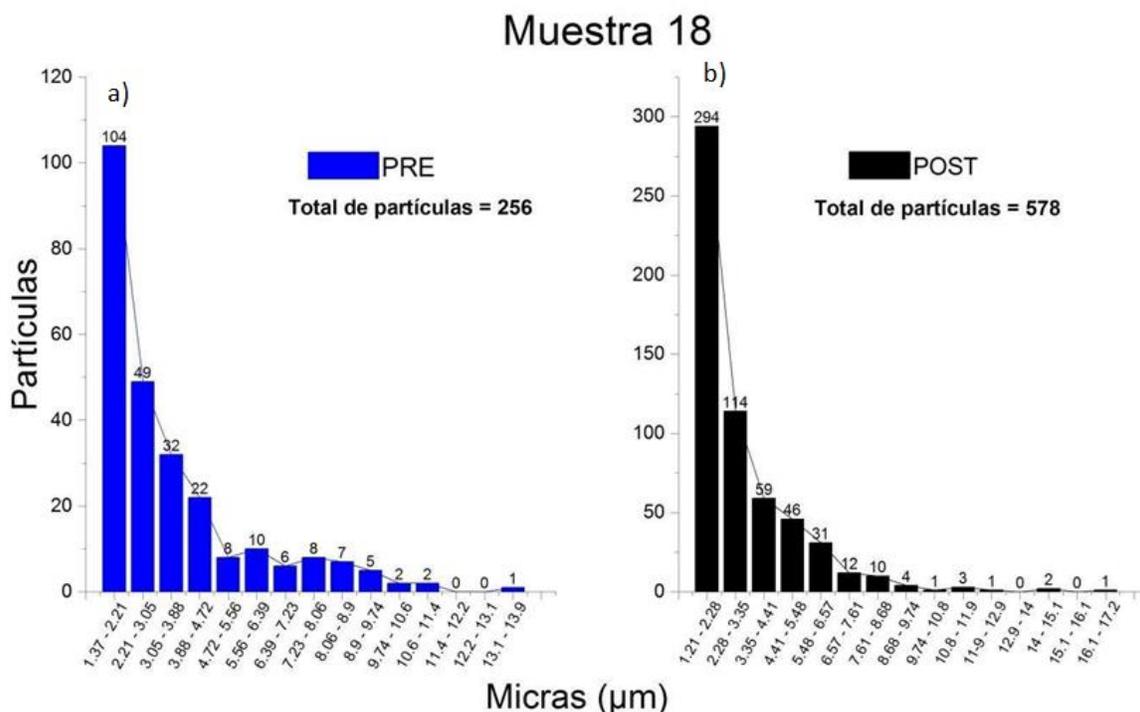


Figura 24. Histograma del conteo de partículas <20 µm para la muestra 18 de los muestreo a) PRE y b) POST.

Para la muestra 21, que se ubica en la cuenca C6 (Figura 5), en el muestreo PRE, de un total de 937 partículas, 358 se encontraron en el rango de 1.24 - 1.61 µm (Figura 25a), mientras que para el muestreo POST, de un total de 823 partículas, 547 se encontraron en el rango de 1.11 - 2.12 µm (Figura 25b), las cuales, en ambas temporadas podrían profundizar hasta los bronquios terminales (Plumlee y L. Ziegler, 2007). Para esta muestra, la cantidad de partículas fue casi similar en

ambos muestreos, siendo apenas ligeramente mayor durante el muestreo PRE (Figura 25).

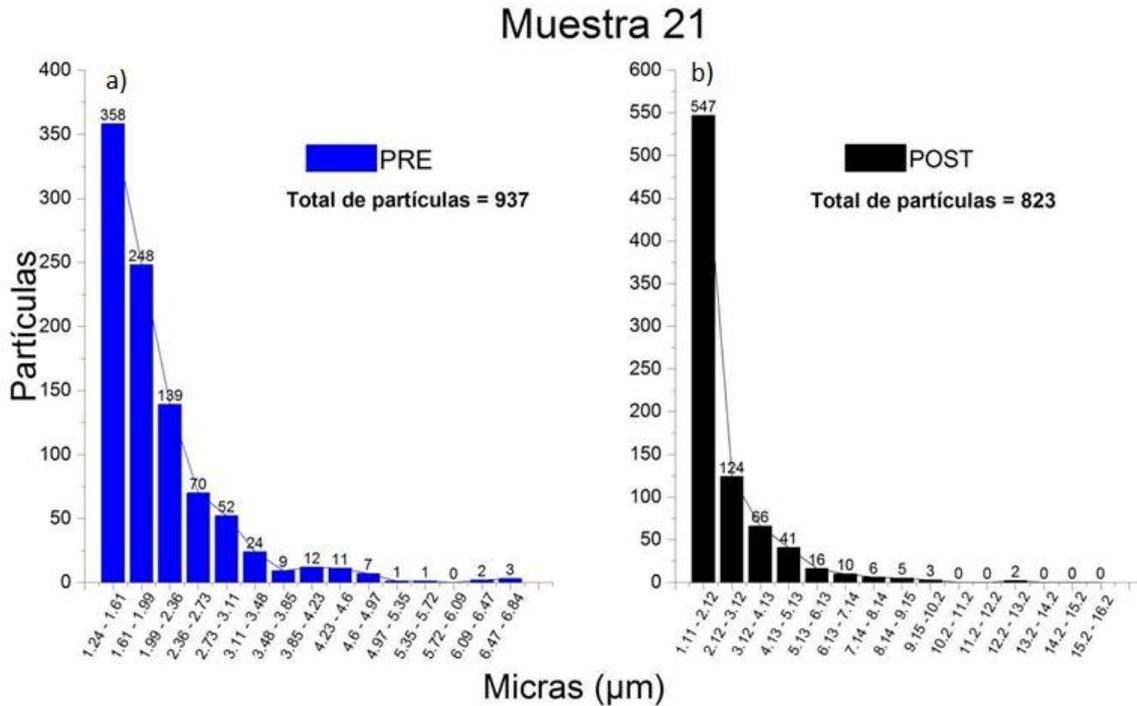


Figura 25. Histograma del conteo de partículas <20 µm para la muestra 21 de los muestreo a) PRE y b) POST.

Para la muestra 28 que se ubica en la cuenca C8 (Figura 5), en el muestreo PRE, de un total de 256 partículas, 104 se encontraron en el rango de 1.37 - 2.21 µm (Figura 26a), mientras que para el muestreo POST. de un total de 2061 partículas, 1559 se encuentran en el rango de 1.80 – 1.83 µm (figura 26b). En ambas temporadas, las partículas podrían profundizar hasta los bronquios terminales (Plumlee & L. Ziegler, 2007). Además, la cantidad de partículas para el muestreo POST fue mayor en comparación con el muestreo PRE, mientras que el rango de tamaño fue muy similar en ambos muestreos (Figura 26).

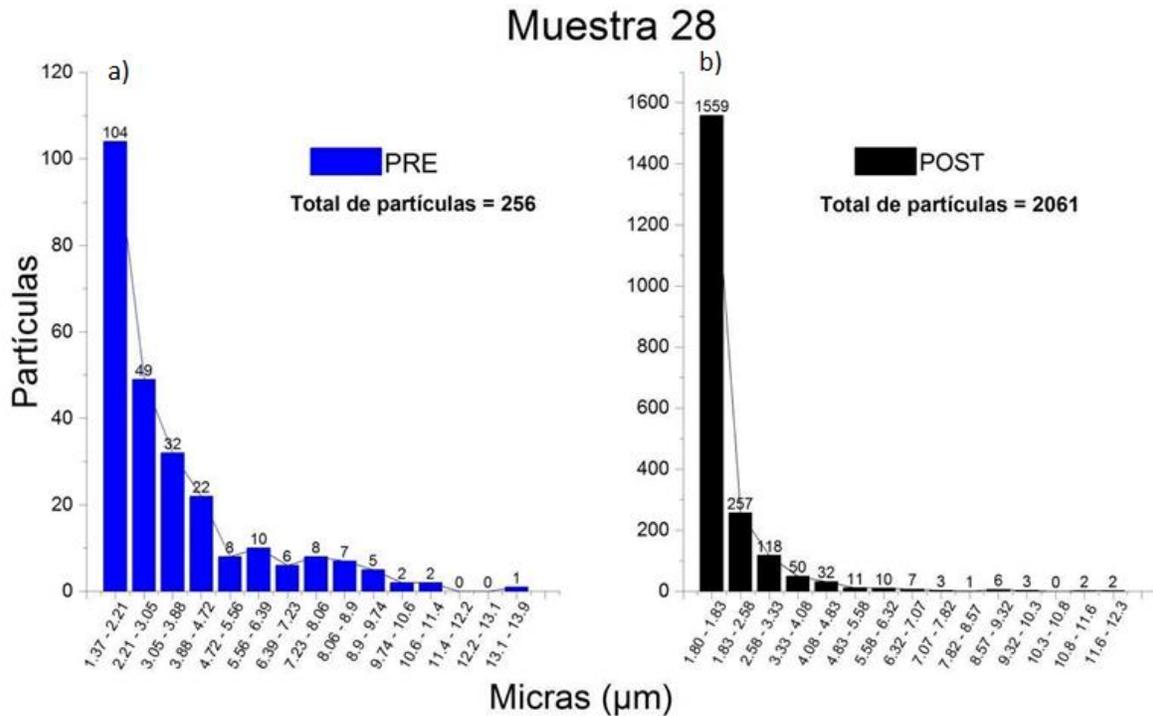


Figura 26. Histograma del conteo de partículas $<20 \mu\text{m}$ para la muestra 28 de los muestreo a) PRE y b) POST.

Para la muestra 32, que se ubica en la cuenca C8 (Figura 5), en el muestreo PRE, de un total de 229 partículas, 82 se encontraron en el rango de 1.29 - 2.35 μm (Figura 27a), mientras que para el muestreo POST, de un total de 754 partículas, 525 se encuentran en el rango de 1.21 - 2.76 μm (Figura 27b). En ambas temporadas, las partículas podrían profundizar también hasta los bronquios terminales (Plumlee & L. Ziegler, 2007). Además, la cantidad de partículas para el muestreo POST fue mayor en comparación con el muestreo PRE, mientras que el rango de tamaño fue muy similar en ambos muestreos (Figura 27).

Muestra 32

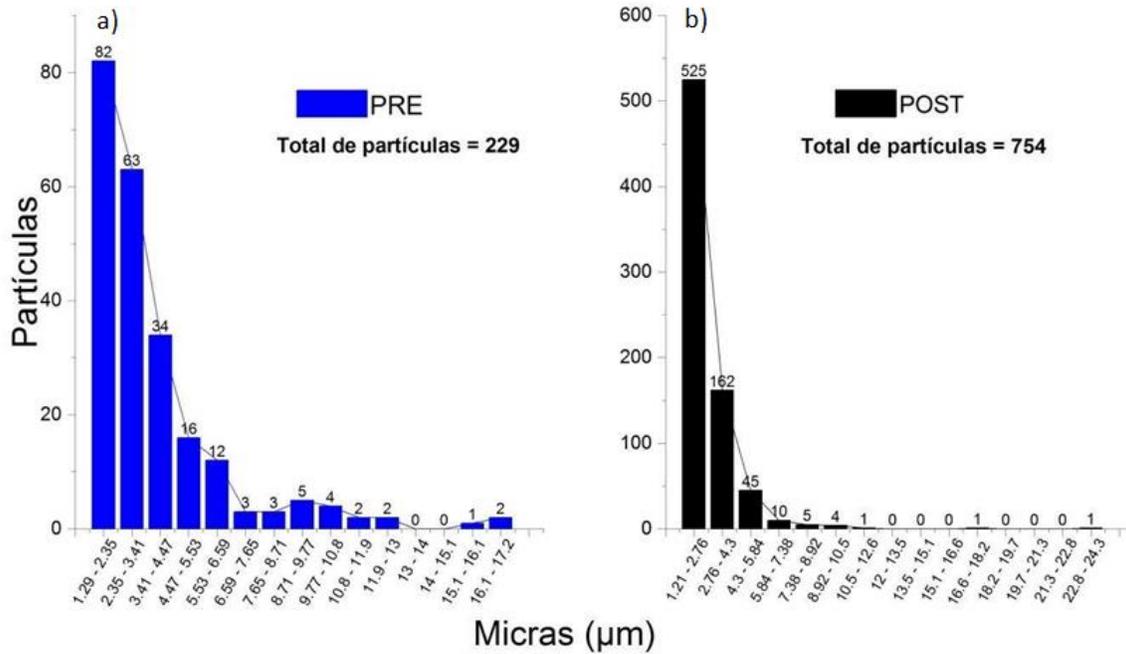


Figura 27. Histograma del conteo de partículas <20 µm para la muestra 32 de los muestreo a) PRE y b) POST.

Para la muestra 38, que se ubica en la cuenca C9 (Figura 28), para el muestreo PRE, de un total de 422 partículas, 422 se encontraron en el rango de 1.09 - 1.92 µm (Figura 28a), mientras que para el muestreo POST, de un total de 1158 partículas, 501 se encuentran en el rango de 1.21 – 1.96 µm (Figura 28b). En ambas temporadas, las partículas podrían profundizar hasta los bronquios terminales (Plumlee & L. Ziegler, 2007). Además, la cantidad de partículas para el muestreo POST fue mayor en comparación con el muestreo PRE, mientras que el rango de tamaño fue muy similar en ambos muestreos (Figura 28).

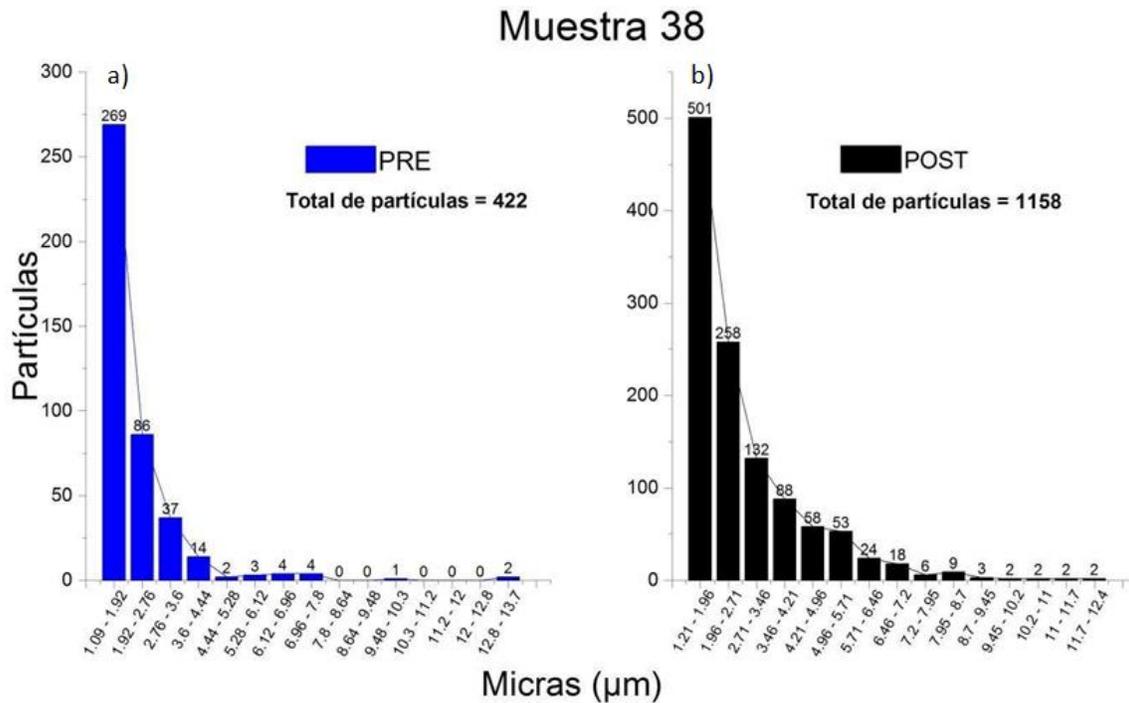


Figura 28. Histograma del conteo de partículas <20 μm para la muestra 38 de los muestreo a) PRE y b) POST.

En resumen, el conteo de partículas reveló que los tamaños de éstas tienen una predominancia en los tamaños <PM_{2.5}, las cuales podrían ser inhaladas por el sistema respiratorio y penetrar dentro del tracto respiratorio hasta llegar a los bronquios terminales e incluso, algunas de éstas, hasta los (Plumlee & L. Ziegler, 2007), que es la parte más profunda del pulmón, pudiendo ocasionar algunos problemas a la salud humana como asma agravada, disminución de la función pulmonar, irritación de las vías respiratorias, tos o dificultad para respirar, e incluso cáncer pulmonar y muerte prematura a personas con enfermedad cardíaca o pulmonar (USEPA, 2018). Por otra parte, los resultados mostraron que, en

general, la cantidad de partículas finas fue mayor después de la temporada de lluvias, lo que podría deberse a una mayor erosión, transporte y depositación de partículas en las cuencas urbanas durante dicha estación como resultado de la escorrentía superficial generada en las inundaciones.

5. Conclusiones

La concentración de los EPT analizados aumenta conforme disminuye el tamaño de partícula en el siguiente orden descendente Fe > Zn > Mn > Cu > Sc > Zr > Sr > Pb > Cr > V > As.

Las comparaciones con los valores de fondo para ambos muestreos revelaron dos fuentes principales para estos EPT, uno antropogénico que incluye al As, Pb, Zn, Cr, Fe, Mn y Cu y uno geogénico que incluye al Sc, Sr, Zr y V.

El análisis estadístico soportó la presencia de dos fuentes principales para los EPT analizados, aquellos de origen principalmente antropogénico (As, Pb, Zn, Cr, Fe, Mn y Cu) y aquellos de origen principalmente geogénico (Sc, Sr, Zr y V).

Las cuencas C4, C5, C6, C8 y C9 parecen ser los sectores más impactados, ya que las concentraciones más altas para As, Pb, Zn, Cr, Fe, Mn y Cu se encontraron en estas.

Estacionalmente, las concentraciones más altas de EPT se encontraron antes de la temporada de lluvias, sugiriendo, por lo tanto, un mayor riesgo de exposición a EPT durante esta época del año.

Las concentraciones de As y Zn mostraron un patrón espacial y temporal similar, cuya fuente podría ser la planta metalúrgica IMMSA.

Los tamaños de partículas revelaron que estas podrían ser inhaladas por el humano, con potencial de penetrar hasta los bronquios terminales e, incluso, hasta los alvéolos, que es la parte más profunda del pulmón, representando, por lo tanto,

un riesgo latente a la población de padecer asma agravada, disminución de la función pulmonar, irritación de las vías respiratorias, tos o dificultad para respirar, e incluso cáncer pulmonar y muerte prematura a personas con enfermedad cardíaca o pulmonar.

Los resultados de este estudio contribuyen a la comprensión de la distribución espacial y temporal de EPT en el polvo urbano, siendo el primero en incluir variables como cuencas urbanas, dirección del viento y escorrentía superficial, hacer una comparación estacional de las concentraciones de EPT (antes y después de la lluvias) y cuantificar partículas menores a 20 μm en el polvo urbano. Interesantemente, contrario a lo esperado, en el caso de la ZMSLP, las concentraciones de EPT fueron mayores antes de la temporada de lluvia, lo que abre nuevas preguntas para futuras investigaciones.

6. Bibliografía

- Aguilera, A., Armendariz-Arnez, C., Quintana, P., García-Oliva, F., & Bautista, F. (2019). Influence of Land Use and Road Type on the Elemental Composition of Urban Dust in a Mexican Metropolitan Area. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28, 1–13. <https://doi.org/10.15244/pjoes/90358>
- Al-Khashman, O. A. (2007). The investigation of metal concentrations in street dust samples in Aqaba city, Jordan. *Environmental Geochemistry and Health*, 29(3), 197–207. <https://doi.org/10.1007/s10653-006-9065-x>
- Alves, C. A., Evtugina, M., Vicente, A. M. P., Vicente, E. D., Nunes, T. V., Silva, P. M. A., Duarte, M. A. C., Pio, C. A., Amato, F., & Querol, X. (2018). Chemical profiling of PM10 from urban road dust. *Science of The Total Environment*, 634, 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.338>
- Amato, F., Pandolfi, M., Viana, M., Querol, X., Alastuey, A., & Moreno, T. (2009). Spatial and chemical patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment. *Atmospheric Environment*, 43(9), 1650–1659. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.12.009>
- Bilos, C., Colombo, J. C., Skorupka, C. N., & Presa, M. J. R. (2001). Sources, distribution and variability of airborne trace metals in La Plata City area, Argentina. *Environmental Pollution*, 111(1), 149–158. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00328-0](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00328-0)
- Candia Monsiváis. (2015). *ANÁLISIS DE RIESGO POR INUNDACIÓN EN LA ZONA METROPOLITANA DE SAN LUIS POTOSÍ*. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A. C.
- Carreras, H., & Garcia, F. (2008). Análisis de la genotoxicidad de material particulado recolectado en dos ciudades de la Provincia de Córdoba, Argentina, mediante el ensayo de micronúcleos. *Theoria*.
- Carrizales, L., Razo, I., Tellez-Hernandez, J. I., Torres-Nerio, R., Torres, A., Batres, L. E., Cubillas, A. C., & Diaz-Barriga, F. (2006). Exposure to arsenic and lead of children living near a copper-smelter in San Luis Potosi, Mexico: Importance of soil contamination for exposure of children. *Environmental Research*, 101(1), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2005.07.010>
- Charlesworth, S., Everett, M., McCarthy, R., Ordóñez, A., & Miguel, E. de. (2003). A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK. *Environment International*, 29(5), 563–573. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00015-1](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00015-1)
- Chatterjee, S. (2015). Chromium Toxicity and its Health Hazards. *International Journal of Advanced Research*, Volume 3, 167–172.
- Christoforidis, A., & Stamatis, N. (2009). Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece. *Geoderma*, 151(3), 257–263. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.04.016>
- CONAGUA. (2013). *Estadísticas del Agua en México* [Formato html]. <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/SGP-2-14Web.pdf>

- CONAGUA. (2018). *Informe de precipitaciones diarias, mensuales y anuales en SLP 1980—2018*.
- CONAGUA. (2019). *Dirección y velocidad del viento SLP (SAN LUIS POTOSI - OBS) 1980—2018*.
- Cook, A. G., Weinstein, P., & Centeno, J. A. (2005). Health effects of natural dust. *Biological Trace Element Research*, 103(1), 1–15. <https://doi.org/10.1385/BTER:103:1:001>
- Davanzo, F., Settimi, L., Faraoni, L., Maiozzi, P., Travaglia, A., & Marcello, I. (2004). Agricultural pesticide-related poisonings in Italy: Cases reported to the Poison Control Centre of Milan in 2000-2001. *Epidemiologia e Prevenzione*, 28, 330–337.
- Delgado, C., Bautista, F., Gogichaishvili, A., Cortés, J. L., Quintana, P., Aguilar, D., & Cejudo, R. (2019). *IDENTIFICACIÓN DE LAS ZONAS CONTAMINADAS CON METALES PESADOS EN EL POLVO URBANO DE LA CIUDAD DE MÉXICO*. 35.
- Díaz, A. (2009). *Diseño estadístico de experimentos 2a Ed.* Editorial Universidad de Antioquia. <https://books.google.com.mx/books?id=0x0DW6dNiyAC>
- Díaz Barriga, F., Santos, M. A., Mejía, J. D., Batres, L., Yanez, L., Carrizales, L., Vera, E., Delraza, L. M., & Cebrian, M. E. (1993). Arsenic and Cadmium Exposure in Children Living Near a Smelter Complex in San Luis Potosí, Mexico. *Environmental Research*, 62(2), 242–250. <https://doi.org/10.1006/enrs.1993.1109>
- Díaz Rizo, O., Castillo, F., O Arado López, J., & Hernández Merlo, M. (2011). Assessment of Heavy Metal Pollution in Urban Soils of Havana City, Cuba. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 87, 414–419. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0378-9>
- Ezpeleta, A. M. (2003). *Clima y calidad ambiental*. Universidade de Santiago de Compostela. <https://books.google.com.mx/books?id=hE5jqEbsoVwC>
- Fernández, R., Morales, F., & Benzo, Z. (2003). Lead exposure in day care centres in the Caracas Valley—Venezuela. *International Journal of Environmental Health Research*, 13(1), 3–9. <https://doi.org/10.1080/0960312021000063269>
- Ferreira-Baptista, L., & Miguel, E. D. (2005). Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: A tropical urban environment. *Atmospheric Environment*, 39(25), 4501–4512. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.03.026>
- Flores-Ramírez, R., Rico-Escobar, E., E Núñez-Monreal, J., García-Nieto, E., Carrizales, L., Ilizaliturri-Hernández, C., & Díaz-Barriga, F. (2012). Exposición infantil al plomo en sitios contaminados. *Salud Pública de México*, 54, 383–392. <https://doi.org/10.1590/S0036-36342012000400008>
- Fortoul, T. I., Rojas-Lemus, M., Rodríguez-Lara, V., González-Villalva, A., Ustarroz-Cano, M., Cano-Gutiérrez, G., González-Rendón, S. E., Montaña, L. F., & Altamirano-Lozano, M. (2014). Overview of environmental and occupational vanadium exposure and associated health outcomes: An article based on a presentation at the 8th International Symposium on Vanadium Chemistry, Biological Chemistry, and Toxicology, Washington

- DC, August 15–18, 2012. *Journal of Immunotoxicology*, 11(1), 13–18. <https://doi.org/10.3109/1547691X.2013.789940>
- González, E. G., & Panteleeva, O. V. (2016). *Estadística inferencial 1: Para ingeniería y ciencias*. Grupo Editorial Patria. <https://books.google.com.mx/books?id=3hYhDgAAQBAJ>
- H. Ayuntamiento de San Luis Potosí. (2018). *Actualización del Atlas de Riesgo para el Municipio de San Luis Potosí y su zona conurbada*.
- Hinkle, D. E., Wiersma, W., & Jurs, S. G. (2003). *Applied Statistics for the Behavioral Sciences*. Houghton Mifflin. <https://books.google.com.mx/books?id=7tntAAAAMAAJ>
- Hjortenkrans, D., Bergbäck, B., & Häggerud, A. (2006). New Metal Emission Patterns in Road Traffic Environments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 117(1), 85–98. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-7706-2>
- Ibañez, C. (2017). *ESTUDIO GEOQUIMICO Y CARACTERIZACION MINERALOGICA DEL POLVO URBANO EN LA CIUDAD DE HERMOSILLO CON EL USO DE TECNICAS PXRF Y SEM, PARA IDENTIFICACIÓN DE FUENTES GEOGENICAS Y/O ANTROPOGENICAS*. Universidad de Sonora.
- INEGI. (2017). *Anuario estadístico y geográfico de San Luis Potosí*.
- Kalkstein, L., Tan, G., & A. Skindlov, J. (1987). An Evaluation of Three Clustering Procedures for Use in Synoptic Climatological Classification. *Journal of Applied Meteorology*, 26, 717–730. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1987\)026<0717:AEOTCP>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1987)026<0717:AEOTCP>2.0.CO;2)
- Kök, E., & Ercan, O. (2007). Multivariate analysis of metal contamination in street dusts of Istanbul D-100 highway. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 19, 1399–1404. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532008000700025>
- L Bell, M., M Samet, J., & Dominici, F. (2004). Time-Series Studies of Particulate Matter. *Annual Review of Public Health*, 25, 247–280. <https://doi.org/10.1146/annurev.publhealth.25.102802.124329>
- Li, X., Lee, S., Wong, S., Shi, W., & Thornton, I. (2004). The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environmental Pollution*, 129(1), 113–124. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.09.030>
- Lu, X., Wang, L., Lei, K., Huang, J., & Zhai, Y. (2008). Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China. *Journal of Hazardous Materials*, 161, 1058–1062. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.052>
- Lu, X., Wang, L., Li, L. Y., Lei, K., Huang, L., & Kang, D. (2010). Multivariate statistical analysis of heavy metals in street dust of Baoji, NW China. *Journal of Hazardous Materials*, 173(1), 744–749. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.001>
- Martínez, G. (2017). *Barreras geoquímicas y estabilización físicoquímica para el manejo ambientalmente seguro de residuos metalúrgicos y suelos contaminados con arsénico y metales pesados en San Luis Potosí*. Universidad Nacional Autónoma de México.

- Mcgill, R., Tukey, J. W., & Larsen, W. A. (1978). Variations of Box Plots. *The American Statistician*, 32(1), 12–16. <https://doi.org/10.1080/00031305.1978.10479236>
- Medrano, F. G. (2012). *Las zonas áridas y semiáridas de México y su vegetación*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <https://books.google.com.mx/books?id=2g8g-4DnQ9wC>
- Meza-Figueroa, D., González-Grijalva, B., Romero, F., Ruiz, J., Pedroza-Montero, M., Rivero, C. I.-D., Acosta-Elías, M., Ochoa-Landin, L., & Navarro-Espinoza, S. (2018). Source apportionment and environmental fate of lead chromates in atmospheric dust in arid environments. *Science of The Total Environment*, 630, 1596–1607. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.285>
- Meza-Figueroa, D., O-Villanueva, M. D. la, & Parra, M. L. D. la. (2007). Heavy metal distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, México. *Atmospheric Environment*, 41(2), 276–288. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.08.034>
- Miralles, A. A. (2010). *Sedimentología: Del proceso físico a la cuenca sedimentaria*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. <https://books.google.com.mx/books?id=fu2PfR-jCCsC>
- Moreno-Rodríguez, V., Rio-Salas, R. D., Adams, D. K., Ochoa-Landin, L., Zepeda, J., Gómez-Alvarez, A., Palafox-Reyes, J., & Meza-Figueroa, D. (2015). Historical trends and sources of TSP in a Sonoran desert city: Can the North America Monsoon enhance dust emissions? *Atmospheric Environment*, 110, 111–121. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.03.049>
- Ochoa Contreras, R. (2017). *CARACTERIZACIÓN MINERALÓGICA DE MATERIAL PARTICULADO EN HERMOSILLO, SONORA, MÉXICO, UTILIZANDO LA TÉCNICA DE DIFRACCIÓN DE RAYOS X*. Universidad de Sonora.
- Oulton, L. J., Taylor, M. P., Hose, G. C., & Brown, C. (2014). Sublethal toxicity of untreated and treated stormwater Zn concentrations on the foraging behaviour of *Paratya australiensis* (Decapoda: Atyidae). *Ecotoxicology*, 23(6), 1022–1029. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1246-2>
- Piña, A. A., Villaseñor, G. T., Fernández, M. M., Kudra, A. L., & Ramos, R. L. (2000). Scanning electron microscope and statistical analysis of suspended heavy metal particles in San Luis Potosi, Mexico. *Atmospheric Environment*, 34(24), 4103–4112. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00526-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00526-9)
- Plumlee, G., & L. Ziegler, T. (2007). The Medical Geochemistry of Dusts, Soils, and Other Earth Materials. In *Treatise on Geochemistry* (Vol. 9, pp. 1–61). <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/09050-2>
- Rio-Salas, R. D., Ruiz, J., O-Villanueva, M. D. la, Valencia-Moreno, M., Moreno-Rodríguez, V., Gómez-Alvarez, A., Grijalva, T., Mendivil, H., Paz-Moreno, F., & Meza-Figueroa, D. (2012). Tracing geogenic and anthropogenic sources in urban dusts: Insights from lead isotopes. *Atmospheric Environment*, 60, 202–210. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.061>
- Rodríguez-Ríos. (2013). Estructura y geoquímica de un grupo de domos dacíticos del norponiente del campo volcánico de San Luis Potosí, México. *Boletín de La Sociedad Geológica Mexicana*, 65.

- Rozman, K. K., & Klaasen, C. D. (2001). Absorption, distribution and excretion of toxicants. *In Toxicology: The Basic Science of Poisons. 6th Edn*, 31–159.
- Satsangi, P. G., & Yadav, S. (2014). Characterization of PM_{2.5} by X-ray diffraction and scanning electron microscopy–energy dispersive spectrometer: Its relation with different pollution sources. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11(1), 217–232. <https://doi.org/10.1007/s13762-012-0173-0>
- SEDECO. (2018). *Panorama Económico del Estado de San Luis Potosí*.
- Sezgin, N., Ozcan, H. K., Demir, G., Nemlioglu, S., & Bayat, C. (2004). Determination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway. *Environment International*, 29(7), 979–985. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00075-8](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00075-8)
- SGM. (2003). *Carta Geológico-Minera San Luis Potosí F14-A84*. Servicio Geológico Mexicano.
- Tokalioğlu, Ş., & Kartal, Ş. (2006). Multivariate analysis of the data and speciation of heavy metals in street dust samples from the Organized Industrial District in Kayseri (Turkey). *Atmospheric Environment*, 40(16), 2797–2805. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.01.019>
- Trent University Library. (2014). *Watershed Delineation with ArcGIS 10.3.x*. Maps, Data & Government Information Centre (MaDGIC). https://www.trentu.ca/library/sites/default/files/documents/MaDGIC_WatershedDelineation_10_3.pdf
- Uriu-Adams, J. Y., & Keen, C. L. (2005). Copper, oxidative stress, and human health. *Molecular Aspects of Medicine*, 26(4), 268–298. <https://doi.org/10.1016/j.mam.2005.07.015>
- USEPA. (1993). *Procedures for Sampling Surface/Bulk Dust Loading*.
- USEPA. (2007). *SW-846 Test Method 6200: Field Portable X-Ray Fluorescence Spectrometry for the Determination of Elemental Concentrations in Soil and Sediment*.
- USEPA. (2018). *Exposure Assessment Tools by Routes*. <https://www.epa.gov/expobox/exposure-assessment-tools-routes>
- Yarnal, B. (1993). *Synoptic climatology in environmental analysis: A primer*. Belhaven Press. <https://books.google.com.mx/books?id=9TZRAAAAMAAJ>
- Yongming, H., Peixuan, D., Junji, C., & Posmentier, E. S. (2006). Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. *Science of The Total Environment*, 355(1), 176–186. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.026>
- Zafra, C., Temprano, J., & Suárez, J. (2017). A simplified method for determining potential heavy metal loads washed-off by stormwater runoff from road-deposited sediments. *Science of The Total Environment*, 601–602, 260–270. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.178>