

**UNIVERSIDAD DE SONORA**

**División de Ciencias Exactas y Naturales**

**Departamento de Geología**

**CARACTERIZACIÓN ESPACIO-TEMPORAL Y  
DISTRIBUCIÓN VERTICAL DE MATERIAL  
PARTICULADO EN AIRE EN LA CIUDAD DE  
HERMOSILLO, SONORA.**

**TESIS**

**Que para obtener el Grado de:  
Maestro en Ciencias-Geología.**

**PRESENTA:  
BELEM GONZÁLEZ GRIJALVA**



**Hermosillo, Sonora, Julio de 2014**

# Universidad de Sonora

Repositorio Institucional UNISON



**"El saber de mis hijos  
hará mi grandeza"**



Excepto si se señala otra cosa, la licencia del ítem se describe como openAccess

## DEDICATORIA

*A mi bebé David Antonio y esposo Deneb A. Duarte,*

*A mis padres Marco A. y Rosalina, y hermanos Marco D. Israel y Daniela.,*

*A mi abuelita María Dolores.,*

---

## AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por su aceptación en el programa de becarios y darme la oportunidad de estudiar un posgrado.

A la Universidad de Sonora, por haberme aceptado como alumna de maestría, y en especial al Coordinador Dr. Rogelio Monreal Saavedra por su aceptación en el programa de Ciencias Geología y por todo el apoyo brindado a lo largo de estos dos años.

De manera muy atenta y especial quiero expresar mi gratitud hacia mi asesora y directora de tesis Dra. Diana Meza Figueroa por haber creído y confiado en mí para la realización de este trabajo de tesis, por todas sus enseñanzas, paciencia, apoyo incondicional y una hermosa amistad que siempre atesoraré.

Al Instituto de Geología de la UNAM, Estación Regional del Noroeste (ERNO), por abrirme las puertas de sus instalaciones y haber podido hacer uso de ellas para llevar a cabo la mayor parte del trabajo de investigación. Dr. Martín Valencia, muchas gracias por todo el apoyo recibido durante este tiempo.

A mi asesor Dr. Rafael del Río por su orientación y soporte clave para la realización de este trabajo, y por incitarme siempre a seguir adelante y ver las cosas de una manera más divertida. Gracias también por tu amistad, apoyo y una gran compañía durante todo este tiempo.

Al Instituto Municipal de Ecología, es especial al Ing. Joel Zepeda por su instrucción y capacitación en los monitoreos de aire, así como el acceso al equipo e instrumentos.

Al equipo de trabajo consolidado Karina Morales, Vero Moreno, Joel Zepeda, Uzi Raxel, Héctor Mendivil y Aracely, por su amistad y valioso tiempo invertido en este proyecto, sin duda el apoyo brindando por ustedes fue esencial para lograr los objetivos del presente.

A mis sinodales Dr. Agustín y Dr. Lucas, por su interés, tiempo y dedicación en la revisión de tesis.

A mi esposo Deneb A, por su amor, comprensión y apoyo absoluto en todo momento. Por ayudarme en la colecta de muestras y ser mi compañero favorito de trabajo y mi mejor amigo. Te amo al igual que a mi bebé David Antonio, gracias por haber llegado a nuestras vidas y hacerte presente en esta experiencia tan importante para mí, hoy eres el motor de mi vida y la motivación de ser mejor cada día.

A mis padres, hermanos y abuelita, por ser una gran familia y estar conmigo en todo momento, haciéndome sentir siempre apoyada y amada.

A Dios por todas sus bendiciones y permitirme la vida para disfrutar esta gran experiencia, y poner en mi camino a gente tan bonita con la que además de trabajar, pude convivir y hacer grandes amigos.

---

## Contenido

<b>RESUMEN</b> .....	<b>I</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>III</b>
<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>V</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>1</b>
<b>2. ANTECEDENTES</b> .....	<b>6</b>
2.1. Material particulado atmosférico .....	6
2.1.1. Granulometría .....	7
2.1.2. Tiempo de residencia en la atmósfera .....	8
2.1.3. Mecanismos de formación .....	9
2.1.4. Composición .....	9
2.1.4.1. Material mineral. ....	9
2.1.4.2. Compuestos de azufre.....	9
2.1.4.3. Compuestos de nitrógeno .....	10
2.1.4.4. Compuestos de carbono.....	10
2.1.5. Origen y fuentes .....	11
2.1.6. Mecanismos de transporte .....	11
2.2. Normatividad .....	12
2.2.1. Normatividad Mundial .....	12
2.2.2. Normatividad Nacional.....	13
<b>3. ÁREA DE ESTUDIO</b> .....	<b>14</b>
3.1. Localización, demografía y datos generales .....	14
3.2. Geología local.....	15
3.3. Climatología .....	15
<b>4. METODOLOGÍA</b> .....	<b>17</b>
4.1. Clima .....	17
4.2. Muestreo.....	18
4.2.1. Muestreo de polvo de calles .....	18
4.2.2. Monitoreo de concentración de Partículas Suspendidas Totales (PST).....	19
4.2.3. Monitoreo de concentración de partículas suspendidas totales (PST) a dos niveles de altura: edificio de la Estación Regional del Noroeste-ERNO.....	23
4.3. Análisis .....	25
4.3.1. Aforo Vehicular .....	25
4.3.2. Análisis de Difracción de Rayos X en polvo de calles .....	25
4.3.3. Análisis geoquímico de polvos de calles .....	25
4.3.4. Cuantificación de Partículas Suspendidas Totales (PST) .....	26
4.3.5. Morfología de partículas y mineralogía de material particulado en filtros .....	27
4.3.6. Geoquímica de filtros .....	28
4.3.7. Factor de enriquecimiento .....	29
4.4. Tratamiento de los datos e interpretación .....	30
4.4.1. Estadística general.....	30
4.4.2. Análisis de componentes principales (ACP) .....	30
<b>5. RESULTADOS</b> .....	<b>31</b>
5.1. Climatología .....	31

---

5.1.1. Precipitación, temperatura y humedad .....	31
5.1.2. Dirección y velocidad de viento .....	32
5.2. Polvo de calles .....	33
5.2.1. Aforo vehicular.....	33
5.2.2. Geoquímica de elementos traza analizados en polvo de calles.....	35
5.2.3. Factor de enriquecimiento en polvo de calles.....	39
5.3. Partículas Suspendidas Totales (PST).....	39
5.3.1. Cuantificación y variación temporal .....	39
5.3.2. Geoquímica de filtros .....	42
5.3.3. Factor de enriquecimiento en filtros .....	43
5.3.4. Mineralogía determinada por Difracción de Rayos X .....	44
5.3.5. Resultados estadísticos.....	44
5.3.5.1. Análisis de Componentes Principales. ....	49
<b>6. DISCUSIÓN .....</b>	<b>53</b>
6.1. Factores climáticos y concentraciones de PST.....	53
6.2. Concentración de metales en nivel de suelo y techo .....	54
6.3. Tamaños y porcentaje del material particulado .....	57
6.4. Normatividad .....	58
<b>7. CONCLUSIONES .....</b>	<b>60</b>
<b>8. RECOMENDACIONES.....</b>	<b>61</b>
ANEXOS.....	63
BIBLIOGRAFÍA .....	65

---

## Figuras

Figura 1. Redes de monitoreo de calidad de aire en México. Fuente: Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, SEMARNAT .....	3
Figura 2. Mapa de ubicación geográfica de ProAire. Fuente: Elaborado por DGGCARETC-SEMARNAT, 2013.	4
Figura 3. Distribución bimodal de material particulado (McKendry, 2005).....	7
Figura 4. Imagen comparativa de los distintos tamaños de material particulado con objetos de referencia comunes. Imagen tomada de: <a href="http://www.epa.gov/airscience/air-particulate-matter.htm">http://www.epa.gov/airscience/air-particulate-matter.htm</a> .....	8
Figura 5. Localización de la ciudad de Hermosillo, Sonora, México.....	15
Figura 6. Gráfica de temperatura máxima, media y mínima basadas en datos históricos de clima para la ciudad de Hermosillo.....	16
Figura 7. Precipitación media anual histórica y temperatura media anual histórica para la ciudad de Hermosillo. Figura generada en este trabajo. ....	16
Figura 8. Ubicación de estaciones climatológicas. ....	17
Figura 9. Ubicación de los puntos de muestreo para recolección de polvo de calle pavimentada. ....	18
Figura 10. Localización del área de estudio. Mapa esquemático del sitio de muestreo. 1: Estación Norte, 2: Estación Noroeste, 3: Estación Centro, 4: Estación Sur. ....	19
Figura 11. Estructura y componentes del medidor de Alto volumen Hi-Vol. ....	21
Figura 12. Diseño del experimento, medición de PST a nivel suelo y techo .....	24
Figura 13. Imagen representativa de los métodos indirecto y directo utilizados en el análisis de imágenes y conteo de píxeles.....	28
Figura 14. Registros diarios de temperatura de las estaciones climatológicas MMHO aeropuerto y Vantage (Pro26152 ERNO) .....	35
Figura 15. Registros diarios de humedad de las estaciones climatológicas MMHO aeropuerto y Vantage (Pro26152 ERNO). ....	32
Figura 16. Registros diarios de velocidad de viento de las estaciones climatológicas MMHO aeropuerto y Vantage Pro26152 ERNO.....	33
Figura 17. Flujo vehicular por hora (Resultados del aforo en este trabajo). ....	35
Figura 18. Factor de enriquecimiento de elementos traza en muestras de polvo de calles. La normalización es con respecto al fondo geoquímico local.....	39
Figura 19. Evolución de las concentraciones de PST en el periodo del experimento. En azul se muestra PST al nivel de peatonal, y en rojo PST al nivel del techo.z.....	41
Figura 20a. Factor de enriquecimiento de elementos traza en filtros de aire del colector situado a nivel de suelo (exposición peatonal), correspondientes con las distintas estaciones de muestreo. Normalización es con respecto al fondo geoquímico local. Fall: Otoño, Winter: Invierno, Spring: Primavera y Summer: Verano .....	41
Figura 20b. Factor de enriquecimiento de elementos traza en filtros de aire del colector situado a nivel del techo del edificio en el sitio de muestreo (exposición de acuerdo a normatividad para PST), correspondientes con las distintas estaciones de muestreo. Normalización es con respecto al fondo geoquímico local. Fall: Otoño, Winter: Invierno, Spring: Primavera y Summer: Verano.....	41
Figura 21. Diagramas de caja para arsénico en colectores a nivel peatonal y techo.....	45
Figura 22. Diagramas de caja para plomo en colectores a nivel peatonal y techo.....	45
Figura 23. Diagramas de caja para cobre en colectores a nivel peatonal y techo. ....	45
Figura 24. Diagramas de caja para níquel en colectores a nivel peatonal y techo. ....	46

---

Figura 25. Diagramas de caja para cobalto en colectores a nivel peatonal y techo. ....	46
Figura 26. Diagramas de caja para berilio en colectores a nivel peatonal y techo. ....	46
Figura 27. Análisis de componentes principales de filtros a nivel peatonal y a nivel de techo. ....	49
Figura 28. Imágenes obtenidas del EDS de filtros de PST a nivel peatonal y techo. ....	50
Figura 29. Análisis de imagen de filtro y conteo de partículas del colector situado a nivel peatonal. ....	51
Figura 30. Análisis de imagen de filtro y conteo de partículas del colector situado a nivel de techo. ....	52

---



## Tablas

Tabla 1. Límites máximos permisibles para PST, PM10 y PM2.5 de acuerdo a la legislación de distintos países. Abreviaciones: (I). Áreas sensibles de protección especial; (II) áreas urbanas y rurales típicas y (III) áreas industriales especiales. (-) significa que el país ya no monitorea el nivel de PST y la regulación es para material particulado fino. ....	13
Tabla 2.- Ubicación de las estaciones de monitoreo del Programa de Evaluación y Mejoramiento de la Calidad del Aire (PEMCA) y Universidad de Sonora . ....	20
Tabla 3. Límite de detección y máximo rango lineal, respectivamente, reportado por ALS-CHEMEX. ....	26
Tabla 4. Límites de detección (mg/kg) por metal analizado en filtros de colectores de alto volumen. Método ICP-MS. ....	29
Tabla 5. Ejemplo del formato del aforo vehicular realizado en la calle Luis Donaldo Colosio, frente al Edificio de la Estación Regional del Noroeste, UNAM. ....	34
Tabla 6. Geoquímica de elementos mayores y menores en muestras de polvo de calles. Concentraciones en wt%. ....	36
Tabla 7. Geoquímica de elementos traza (mg/Kg) de muestras de polvo colectadas en la calle frente al edificio ERNO. ....	37
Tabla 8. Recopilación de datos geoquímicos en polvo de calle de varias ciudades del mundo; n.r. significa no reportado. n.d. significa no detectado. ....	38
Tabla 9. Criterios para identificación de períodos de muestreo en relación a estaciones del año. ....	39
Tabla 10. Concentraciones de PST de diferentes estaciones del periodo de muestreo. ....	40
Tabla 11. Estadística descriptiva de elementos químicos analizados en filtros de colectores situados a nivel peatonal (suelo) y a nivel de techo del edificio en el sitio de muestreo (de acuerdo a normatividad). Las concentraciones son en mg.kg <sup>-1</sup> para todos los elementos. LD: Límite de detección. SD: Desviación estándar. ....	42
Tabla 12. Matriz de correlación de Pearson para datos geoquímicos de filtros de colectores de alto volumen situado a nivel de techo . ....	47
Tabla 13. Matriz de correlación de Pearson para datos geoquímicos de filtros de colectores de alto volumen situado a nivel de techo . ....	48

---

## RESUMEN

En este trabajo se evalúa la variación temporal de material particulado suspendido total (PST) durante un año, en dos niveles de altura: peatonal y techo. Se eligió un sitio localizado en la parte central de la ciudad de Hermosillo, frente a una de las vías de tráfico más transitadas. Se obtuvieron datos de clima correspondientes al año de muestreo, de dos estaciones meteorológicas. Una estación se localiza en el sitio de estudio y la otra estación en el aeropuerto de la ciudad. Se realizó un aforo vehicular en el sitio de estudio y se colectaron muestras de polvo de calle para evaluar el impacto de las fuentes de tráfico vehicular en la composición del PST. Se analizaron elementos mayores y metales traza en los filtros colectados con muestreadores de alto volumen a nivel peatonal y techo. Se estimó el factor de enriquecimiento (FE) en polvo de calle y filtros colectados, considerando un fondo geoquímico local estimado en base a datos de diez suelos colectados en áreas fuera de la zona urbanizada. Adicionalmente, se realizaron estudios de DRX en polvo de calle y se llevó a cabo un conteo de partículas en imágenes de microscopía de barrido electrónico en filtros.

Los resultados indican que los datos de clima de las dos estaciones de medición tienen diferencias, en especial la velocidad de viento y la humedad. La temperatura no muestra diferencias en las dos estaciones. Las rosas de viento obtenidas de los datos de la estación de clima localizada en el sitio de estudio indican que existe un componente de dirección SW-NE durante el invierno y finales de verano. Las rosas de viento muestran componentes de dirección principal de E-W, N-S y en menor medida de NE-SW. El aforo vehicular indica un número de casi 31 000 vehículos en 14 horas, con un porcentaje de cerca del 70% en vehículos medianos y SUV. La identificación mineralógica de los polvos de calle muestran que los minerales principales son cuarzo, plagioclasas, calcita y muscovita (mica), como minerales accesorios se detectó la presencia de Lantanita  $(\text{Ce,La})_2(\text{CO}_3)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ , Rollandita  $\text{Cu}_3(\text{AsO}_4)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ , Prewitita  $\text{KPb}_{1.5}\text{ZnCu}_6\text{O}_2(\text{Se, O}_3)_2\text{Cl}_{10}$ , Arsenuranulita  $\text{Ca}(\text{UO}_2)_4(\text{AsO}_4)_2(\text{OH})_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ . El FE en polvo de calle y en filtros indica el mismo grupo de elementos enriquecidos (As, Pb, Sn, Mo, Cu, Zn, Se, Cd, Sb, Ba y Cr). El análisis de componentes principales muestra algunas diferencias en las firmas geoquímicas, sin

embargo filtros a nivel peatonal y a nivel techo muestran similitud en el grupo de metales asociados a tráfico vehicular (Cr, As, Mo, Cd, Sn, Sb, Pb) definidos por el Componente F1. El conteo de particulado en imágenes de microscopía de barrido electrónico indican la presencia de aglomerados de partículas finas en filtros a nivel peatonal (18% de 1 a 2.5um) comparado con los filtros a nivel del techo (3% de 1 a 2.5 um). Los filtros colectados a nivel peatonal en general tienen valores más elevados de metales potencialmente tóxicos como el As, Pb, Cu, Sb, Ni, y Cd lo que representa un riesgo a la salud que pudiera ser subestimado si solo se consideraran los datos de filtros de techos. Los niveles de As, Cu, Pb a nivel peatonal, pudieran atribuirse a mineralogías secundarias detectadas en polvos de calle producto de tráfico vehicular. Se recomienda continuar el uso de colectores PST, adicionalmente a los de PM<sub>10</sub> ya que estos últimos no detectarían los aglomerados de particulado fino (que representan el equivalente a una partícula gruesa).

## ABSTRACT

This research evaluates the temporal variation of total suspended particulate material (TSP) during a year, in two different heights: pedestrian and roof. The study was conducted in a site located in the central part of the city of Hermosillo, located near of the main traffic roads. During the sampling year, climate data were obtained from two weather stations. One station was located at the study site and the other station in the airport of the city. A vehicular counting seating was conducted at the site and dust samples were collected from the street to assess the impact of the sources of vehicular traffic in the composition of the PST. Major elements and trace metals were analyzed in the filters collected with high-volume samplers located at pedestrian and roof levels. enrichment factor (EF) was calculated for street dust and collected filters, considering a local geochemical background based on data from ten soils collected in areas outside of the urbanized area. In addition, studies were conducted of XRD powder of street and we conducted a particle counting in images of scanning electron microscopy (filters).

The results indicate that the climate data of the two measurement stations have differences, especially the wind speed and humidity. The temperature did not show differences in the two seasons. The wind roses based on obtained data from the weather station located at the site of study indicate that there is a steering component SW-NE during the winter and late summer. The wind roses show components of a main wind direction of E-W, N-S and to a lesser extent of NE-SW. The vehicular counting indicates a number of almost 31 000 vehicles in 14 hours, with a percentage of about 70% in medium cars and SUVs. The mineralogical identification of street dusts show that the main minerals are quartz, plagioclase, calcite, and muscovite (mica), and accessory minerals such as Lantanita  $(\text{Ce,La})_2(\text{CO}_3)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ , Rollandita  $\text{Cu}_3(\text{AsO}_4)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ , Prewitita  $\text{KPb}_{1.5}\text{ZnCu}_6\text{O}_2(\text{Se, O}_3)_2\text{Cl}_{10}$ , Arsenuranulita  $\text{Ca}(\text{UO}_2)_4(\text{AsO}_4)_2(\text{OH})_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ . The EFs in street dust and studied filters show the same group of elements enriched (As, Pb, Sn, Mo, Cu, Zn, Se, Cd, Sb, Ba and Cr). Principal components analysis shows some differences in the geochemical signatures, however filters from pedestrian level and roof level show

similarities in the metals group associated with vehicular traffic (Cr, As, Mo, Cd, Sn, Sb, Pb) defined by the Component F1.

The particulate counting in images of scanning electron microscopy indicates the presence of clumps of fine particles in filters at pedestrian level (18% of 1 to 2.5um) compared with the filters at the roof level (3% of 1 to 2.5 um). The filters collected at pedestrian level in general have higher values of potentially toxic metals As, Pb, Cu, Sb, Ni, and Cd, thus representing a potential health risk that could be underestimated if only filters collected at roof were considered. The levels of As, Cu, Pb at pedestrian level, could be attributed to secondary mineralogies detected in powders of street impacted by traffic. It is recommended to continue the use TSP collectors, in addition to the PM<sub>10</sub> because they cannot would not detect the clumps of fine particulate matter (which represent the equivalent of a coarse particle).

## **Objetivo General**

Inventariar y caracterizar las emisiones de particulado atmosférico a nivel peatonal y techo de un sitio en la ciudad de Hermosillo, Sonora.

## **Objetivos Particulares**

- Evaluar la variación temporal y a dos niveles de altura de PST durante un año.
- Evaluar la composición química del PST a dos alturas (niveles peatonal y techo) durante un año.
- Calcular el Factor de Enriquecimiento para polvo en calle y PST en filtros.

## 1. INTRODUCCIÓN

El aire puro es una mezcla gaseosa compuesta en un 78% de nitrógeno, un 21% de oxígeno y un 1% de gases como: bióxido de carbono, ozono, argón, xenón, radón, etc. Se considera como contaminación del aire a la adición de cualquier sustancia que altere sus propiedades físicas o químicas. Siendo los contaminantes atmosféricos más comunes: el monóxido de carbono, los óxidos de nitrógeno, los óxidos de azufre, los hidrocarburos, los oxidantes fotoquímicos y las partículas cuyos componentes pueden ser muy diversos: metales pesados, silicatos, sulfatos, entre otros. (Martínez y Romieu, 1997).

El hombre para vivir inhala aproximadamente 14 mil litros de aire al día y sólo puede soportar sin la cantidad necesaria 5 minutos, de manera que este aire únicamente puede presentar un cierto grado de impurezas, fuera del cual el hombre se envenenaría. Por esto, cualquier alteración al aire afecta al hombre y a todo lo que lo rodea (Martínez y Romieu, 1997).

En los últimos 200 años, pero principalmente en los últimos 50, la historia humana señala la más extraordinaria revolución técnica que ha traído como consecuencia un daño ambiental, debido al uso indiscriminado de recursos y a la introducción de agentes externos en nuestro medio ambiente. Esto se refiere, entre otras causas, a la combinación del crecimiento de las ciudades, con su correspondiente incremento en el uso de vehículos y a la rápida industrialización, así como a las deficiencias en la planeación y las regulaciones ambientales, las cuales en conjunto han originado el grave deterioro de la salud y del medio ambiente (Nriagu, 1996).

En nuestro País, durante las últimas décadas, la calidad del aire en las principales ciudades y en sus zonas conurbadas ha mostrado una clara tendencia al deterioro. Asimismo, la capacidad de renovación y recuperación del medio ambiente y de los recursos naturales también se ha visto afectada. Consecuentemente, la salud de la población está en riesgo o ya ha sido afectada debido a la presencia de contaminantes del aire ambiente (DOF, 2005). La presencia de material particulado en la atmósfera que altera su composición natural, bien sea por aportes naturales o por aportes antropogénicos se denomina contaminación atmosférica por material particulado (Mészáros, 1999).

El estudio de los niveles, la composición y las fuentes de material particulado atmosférico resulta interesante y necesario, por los efectos negativos en la salud, provocados por la contaminación de material

particulado (Dockery *et al.*, 1993; Schwartz, 1994; Schwartz *et al.*, 1996; Bascom *et al.*, 1996; Dockery y Pope, 1996; Brenekreef *et al.*, 1997; Kunzli *et al.*, 2000; WHO 2003), efectos también sobre el impacto del material particulado atmosférico en el clima (EPA, 1996; IPC, 2001; Rosenfeld, 2000; Toon, 2000), efectos en ecosistemas por deposición, acidificación y eutrofización (US NRC, 1991; Hovath, 1992; Manson, 1992; WBG, 1998). De igual manera, altera los materiales de construcción y recubrimientos (Laurenzi y Mirabelli, 1992; Alastuey, 1994; BERG, 1989) e impacto a la visibilidad (WHO, 2002). La presencia de altas concentraciones de partículas en el aire puede causar o agravar enfermedades cardiovasculares y pulmonares, por ejemplo, reduciendo la función pulmonar y ocasionando ataques de asma, bronquitis crónica y susceptibilidad a infecciones respiratorias, también puede causar neoplasmas, arritmias y ataques de corazón (Brook *et al.*, 2010; EEA, 2011).

En México, la mayoría de los estudios publicados acerca de calidad de aire se enfocan al impacto de fuentes industriales en la concentración y distribución de aerosoles a nivel regional ó local, principalmente en la Zona Metropolitana del Valle de México (Almanza *et al.*, 2013; Emmons *et al.*, 2010; Vázquez, *et al.*, 2012).

En México, la Dirección General de Investigación sobre la Contaminación Urbana y Regional cuenta con un acervo histórico de los datos de contaminantes criterio de 15 localidades que data de 1986 para la Zona Metropolitana del Valle de México y de 1993 para las zonas metropolitanas de Guadalajara y Monterrey. En el resto de las localidades varía el año desde el que se cuenta con información dependiendo de cuando se inició la operación de la red. La Figura 1 muestra las redes de monitoreo atmosférico de las que se cuenta con información histórica de calidad de aire en México.





Figura 1. Redes de monitoreo de calidad de aire en México. Fuente: Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, SEMARNAT<sup>1</sup>

Por lo anterior, en algunas ciudades de México se han implementado programas de gestión para mejorar la calidad del aire (ProAire), con el propósito de reducir las emisiones de contaminantes, fundamentándose principalmente en la relación que existe entre la emisión de los contaminantes y las fuentes productoras, el impacto que ocasionan en la calidad del aire y la salud de las personas. Actualmente existen solo 10 ciudades ó zonas urbanas de la Republica Mexicana que participan en este programa (DGGCARETC-SEMARNAT, 2013). En el estado de Sonora todavía no se ubican ciudades que implementen el ProAire (Figura 2).

<sup>1</sup> [www.inecc.gob.mx/calair-indicadores](http://www.inecc.gob.mx/calair-indicadores)

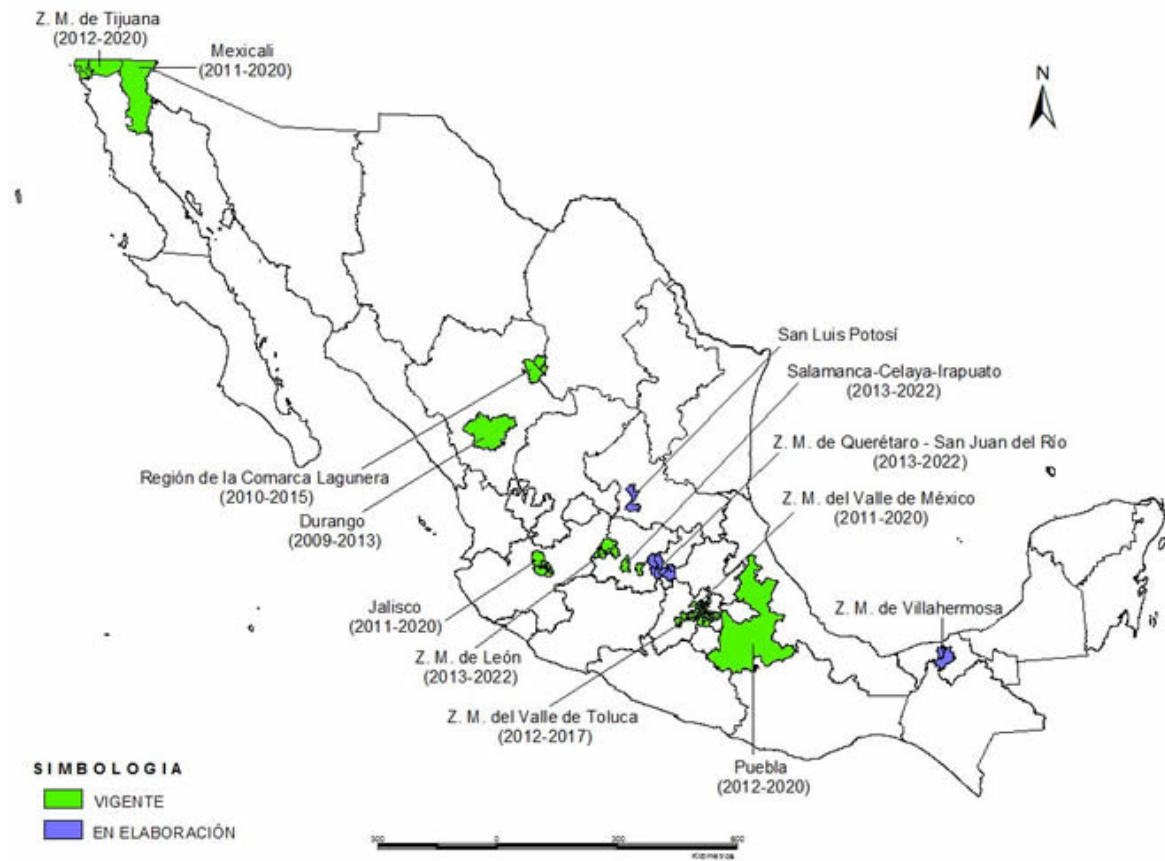


Figura 2. Mapa de ubicación geográfica de ProAire. Fuente: Elaborado por DGGCARETC-SEMARNAT, 2013.

En particular en la ciudad de Hermosillo, Sonora actualmente se lleva a cabo el Programa de Evaluación y Mejoramiento de Calidad de Aire (PEMCA), implementado por el Instituto de Ecología del H. Ayuntamiento de Hermosillo. El programa consta de una red de monitoreo de calidad de aire coordinada con cinco equipos de alto volumen para colectar Material Particulado Suspendido Total (PST) y  $PM_{10}$  ubicados de acuerdo a la normatividad (NOM-035- SEMARNAT-1993) en cuatro zonas de la ciudad. El programa ha funcionado desde el 2000 de manera continua y los resultados de niveles de concentración de material particulado indican que en la mayoría de los años se ha rebasado el máximo permisible con promedios anuales que fluctuaban de 126 hasta  $565 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Instituto Municipal de Ecología 2011)

Existen pocos estudios publicados sobre calidad de aire y material particulado en Hermosillo. Los estudios publicados a la fecha incluyen los siguientes:

Ramírez-Leal *et al.* (2007), quienes realizan una caracterización física y química de las partículas atmosféricas inorgánicas presentes en PST y PM<sub>10</sub> utilizando técnicas de microscopía y sincrotrón. Los resultados indican una importante aportación de elementos naturales al material particulado con una incidencia de elementos antropogénicos de importancia a la salud humana, como el U, Cr <sup>+3</sup> y Pb.

Meza-Figueroa *et al.* (2007) quienes realizan una caracterización geoquímica de material particulado sedimentado en techos de escuelas de Hermosillo. Los resultados muestran una distribución diferente en las zonas norte y sur de la ciudad, indicando mayor concentración de metales en la zona sur, en particular Cd, Cr, V y Pb, que pueden tener impacto un en la salud.

Del Río-Salas *et al.* (2012) quienes realizan un estudio de isótopos radiogénicos de plomo en muestras de material particulado sedimentado en techos de escuelas, rocas, sedimentos, polvo suspendido a 1 y 2 metros de altura. Los resultados indican firmas isotópicas distintas para el polvo sedimentado en techos y el polvo transportado a 1 y 2 metros de altura. El polvo sedimentado en techos tiene una firma isotópica similar a la de la gasolina con plomo que actualmente no se utiliza, lo que indica procesos de resuspensión de suelos impactados en la zona urbana.

Cruz-Campas *et al.* (2013) quienes evaluaron la calidad de aire en la ciudad de Hermosillo con respecto a PST y metales pesados (Pb, Cd, Ni, Cu, Cr), utilizando el método de alto volumen y espectroscopia de absorción atómica, respectivamente. Se utilizaron filtros proporcionados por el PEMCA durante el periodo junio 2001 a mayo 2002, resultando concentraciones altas de PST en la zona Centro y Noroeste de la ciudad y valores de metales pesados por debajo de los máximo permisibles.

De acuerdo a Cruz-Campas *et al.* (2013) el análisis de ocurrencia de enfermedades respiratorias agudas (IRAS) en Hermosillo, durante el 2001 fue de 248 104 casos, representando 3761.9 por cada 10 000 habitantes, siendo el grupo de 1 a 4 años el registrado con más eventos con 63 238 casos en 10 000. En total el grupo en rango de edad de 0 a 9 años representó el 54% de las enfermedades respiratorias en Hermosillo.

## **2. ANTECEDENTES**

### **2.1. Material particulado atmosférico**

El nombre de partículas suspendidas se refiere a una diversidad de sustancias que existen en forma de material sólido o líquido finamente particulado con un amplio intervalo de tamaño (0.005 a 100  $\mu\text{m}$ ), suspendido en el aire. Las partículas son generadas por una gran variedad de fuentes antropogénicas y naturales. Pueden ser emitidas directamente a la atmósfera (partículas primarias) o formarse por la transformación de emisiones gaseosas (partículas secundarias) como los óxidos de azufre, óxidos de nitrógeno y compuestos orgánicos volátiles (Secretaría de Salud, 2005).

En 1970, la Ley de Aire limpio estableció los primeros estándares de Calidad de Aire Ambiental Nacional (NAAQS) y creó La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos EPA como agencia federal para proteger la salud pública y el bienestar. En ese tiempo, el Congreso designó a siete (ahora seis) los contaminantes atmosféricos de criterio de especial preocupación, ya que la poca investigación que existía había demostrado que son contaminantes urbanos que puedan tener efectos negativos para la salud. EPA regula actualmente seis contaminantes criterio (Material particulado (PM), ozono, óxidos de azufre, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono y plomo) para proteger la salud pública y el medio ambiente.

En la década de 1980, el mayor número de chimeneas de humo limpian sus emisiones, el aire parecía limpio y evaluaciones de salud estándar en general estuvo de acuerdo con estas mejoras. La neblina irritante del smog urbano y el ozono se convirtieron en el siguiente foco de interés de pueblos y ciudades con tráfico vehicular que comenzaron a crecer y expandirse. Sin embargo, en la década de 1990 nuevos estudios con métodos novedosos, comenzaron a revelar la naturaleza insidiosa de PM olvidado, sobre todo una clase más pequeña de las partículas inhalables,  $\text{PM}_{2.5}$ , que se asoció con problemas de salud respiratorios, del corazón y enfermedades pulmonares, así como muerte prematura en los niveles que se creían estar a salvo.

Las revisiones de la Ley de Aire limpio en 1990, requirió que cada estado de los Estados Unidos, desarrollara un Plan de Implementación, en donde se incluyan el monitoreo local de los niveles de Material particulado, incluyendo estrategias para reducir las emisiones y los pasos para la evaluación de dichas estrategias.

El material particulado atmosférico (PM, por sus siglas en inglés particulate matter) se puede clasificar en diversos tipos atendiendo los criterios de granulometría, tiempo de residencia en la atmósfera, mecanismos de formación naturaleza o composición, y origen.

### 2.1.1. Granulometría

Las partículas se clasifican en fracciones granulométricas según su diámetro aerodinámico, siguiendo el término de PST para las partículas en suspensión totales las cuales pueden ir de 1 a 100  $\mu\text{m}$  mientras que los términos  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  y  $\text{PM}_1$  corresponden a las partículas con diámetro inferior a 10, 2.5 y 1  $\mu\text{m}$ , respectivamente (Perrino, 2010). La Figura 3, muestra la clasificación del material particulado atmosférico en función de su diámetro aerodinámico y es modificada a partir de la que se presenta en <http://www.epa.gov/airsceince/air-particulatematter.htm>. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA) considera que a menor tamaño de partícula, el impacto potencial a la salud humana es mayor, ya que el material particulado puede ser más fácilmente inhalado. Por esta razón, la USEPA monitorea y regula el material particulado en dos categorías de tamaño dependiendo de su grado de penetración en pulmón.

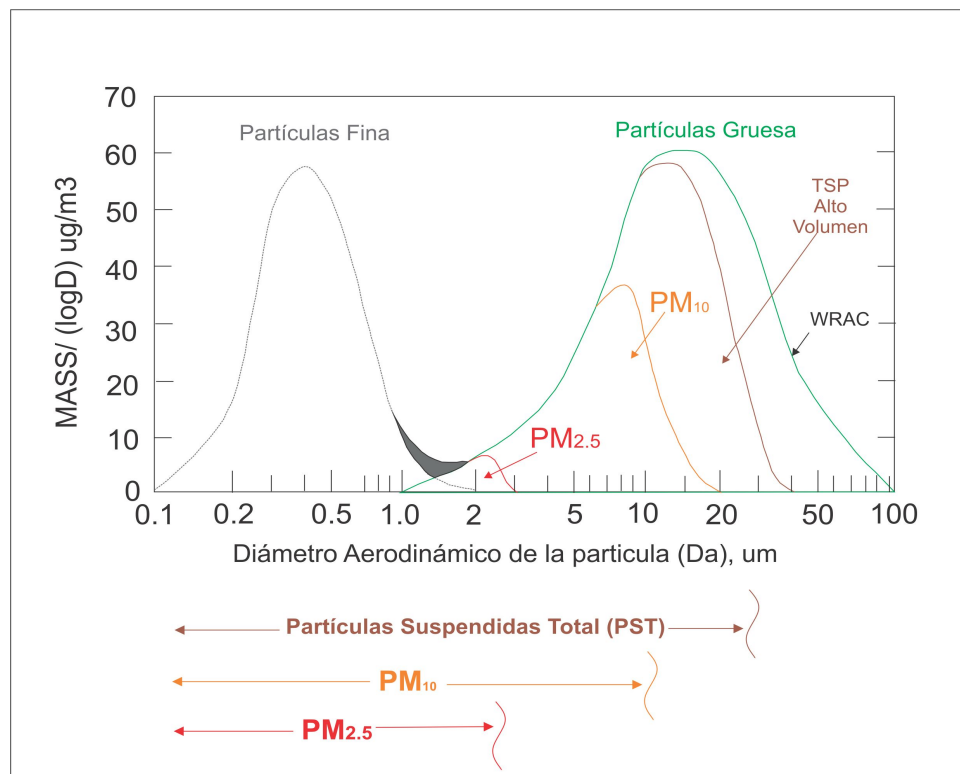
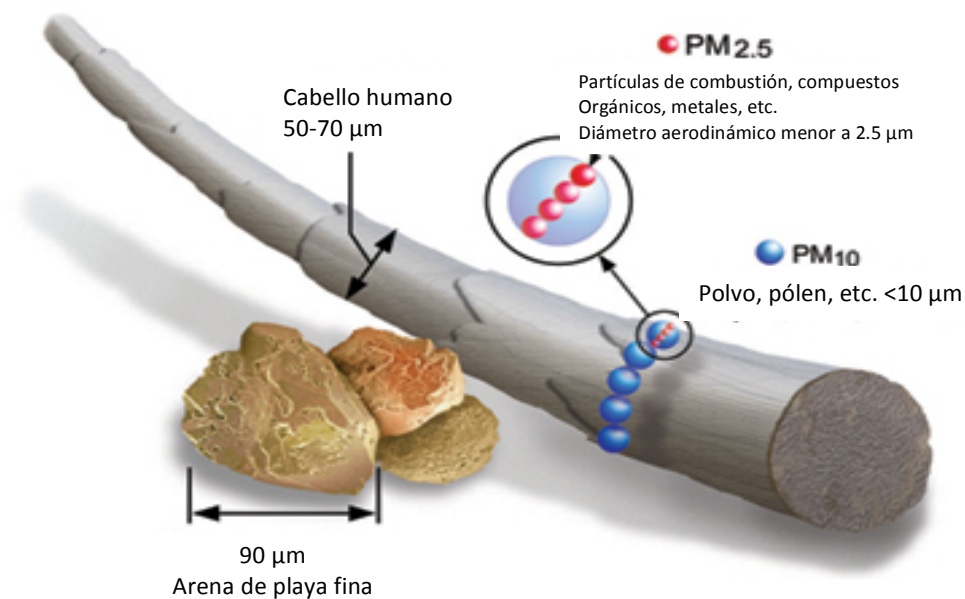


Figura 3. Distribución bimodal de material particulado (McKendry, 2005).

Las categorías son: i) partículas inhalables menores a  $10\ \mu\text{m}$  en diámetro que incluye el rango entre  $2.5$  y  $10\ \mu\text{m}$  de material particulado que puede encontrarse cerca de las carreteras y las industrias que emiten polvo. ii) Partículas inhalables menores a  $2.5\ \mu\text{m}$  en diámetro, generalmente asociadas a humos y niebla, emitidas por fuentes naturales como incendios forestales, o por gases que reaccionan en la atmósfera. Las partículas ultrafinas ( $\text{PM}_{0.1}$ ) son un subgrupo de estas partículas ( $\text{PM}_{2.5}$ ). Estos tamaños relativos se ilustran en la Figura 4 en comparación con objetos de referencia comunes.



**Figura 4.** Imagen comparativa de los distintos tamaños de material particulado con objetos de referencia comunes. Imagen tomada de: <http://www.epa.gov/airscience/air-particulatematter.htm>.

#### 2.1.2. Tiempo de residencia en la atmósfera

El tiempo de permanencia después de la emisión o formación de las partículas en la atmósfera es diferente para cada una, esto dependerá de su diámetro, composición química y sus propiedades termodinámicas. Estudios previos han demostrado que material particulado procedente del desierto del Sahara puede viajar distancias largas y depositar en zonas de Europa y América (Karaniou *et al.*, 2012; Creamean *et al.*, 2013).

### 2.1.3. Mecanismos de formación

El material particulado se clasifica según su génesis, en partículas primarias y secundarias. Las primarias son emitidas directamente en la atmósfera desde la fuente de emisión, mientras que las partículas secundarias son las generadas a partir de un precursor gaseoso mediante procesos fisicoquímicos. (Díaz y Linares 2010)

Las partículas mayores a  $1\mu\text{m}$  son en su mayoría partículas primarias, formadas básicamente por disgregación de partículas de mayor tamaño por procesos de rotura, molturación, abrasión y procesos de evaporación (Alastuey *et al.*, 2000). También existen partículas secundarias con estos diámetros, y son las generadas por reacción de gases ácidos ( $\text{SO}_2$  y  $\text{HNO}_3$ ) con carbonatos o con NaCl, lo que da lugar a sulfatos y nitratos secundarios (Querol *et al.*, 1988).

### 2.1.4. Composición

Se presenta una variada naturaleza y composición química en el material particulado atmosférico relacionado con el origen del mismo, existiendo tipos de material que pueden llegar a la atmósfera desde distintas fuentes. Por lo que conocer la composición química del material indica una posible procedencia del mismo, mediante el uso de trazadores geoquímicos de fuentes de procedencia, por ejemplo el Cu:Sb es un indicador de tráfico vehicular (Kurt-Karakus, 2012).

#### 2.1.4.1. Material mineral.

La materia mineral está formada por partículas primarias, cuya composición química y mineralógica varía de una región a otra dependiendo de las características geológicas y composición de los suelos. Minerales comunes en suelos de zonas áridas incluyen : calcita ( $\text{CaCO}_3$ ), cuarzo ( $\text{SiO}_2$ ), dolomita [ $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ], arcillas [sobre todo caolinita  $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$  e illita  $\text{K}(\text{Al},\text{Mg})_3\text{SiAl}_{10}(\text{OH})$ ], feldspatos [ $\text{KAlSi}_3\text{O}_8$  y  $(\text{Na}, \text{Ca}) (\text{AlSi})_4\text{O}_8$  ] y cantidades inferiores de sulfato de calcio ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) y óxidos de hierro ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), entre otros (Glaccum y Prospero, 1980; Schütz y Sebert, 1987; Adedokun *et al.*, 1989; Ávila *et al.*, 1997; Caquineau *et al.*, 1998).

#### 2.1.4.2. Compuestos de azufre

Estos son principalmente sulfatos secundarios, generado por la oxidación de precursores gaseosos. Aproximadamente el 90% del sulfato que se forma en la atmósfera se origina por la oxidación en fase líquida el  $\text{SO}_2$  en las nubes (Langer y Rodhe, 1992). El diámetro de partícula suele ser menor a  $1\mu\text{m}$  (EPA, 1996; Querol *et al.* 1998; y 2001). También existen fuentes primarias de sulfatos tanto naturales como antrópicas, tales como los yacimientos de yeso, procesos industriales de producción de ácido sulfúrico y la

producción y manipulación de productos minerales como el yeso. Las principales fuentes naturales de precursores de sulfatos son esencialmente la emisiones biogénicas y emisiones volcánicas (Andrade y Crutzen, 1997). De igual manera, sobre la superficie de los mares y océanos se encuentra una amplia variedad de compuestos orgánicos y microorganismos que emiten gases sulfurados. Los precursores gaseosos de sulfatos de origen antrópico son emitidos principalmente por procesos de combustión de combustibles fósiles con alto contenido en azufre, principalmente carbón y diesel (fuel-oil) en centrales térmicas y complejos industriales. Los compuestos de azufre representan aproximadamente el 7-10% de las emisiones globales terrestres de material particulado (IPCC, 1996 y 2001). Los sulfatos de origen no natural constituyen la fracción principal de material particulado atmosférico antrópico, y son responsables del 60-80% del azufre en la atmósfera a escala global (Chuang *et al.*, 1997).

#### 2.1.4.3. *Compuestos de nitrógeno*

Los compuestos de nitrógeno presentes en el material particulado atmosféricos son principalmente  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$ , que al igual que los sulfatos son de origen mayoritariamente secundario y provienen de la reacción de precursores gaseosos naturales y antrópicos.

Los compuestos de nitrógeno de origen natural proceden mayoritariamente de las emisiones de los suelos (nitrificación,  $\text{N}_2\text{O}$ ), los incendios forestales ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}$ ), las descargas eléctricas ( $\text{NO}$ ) y las emisiones biogénicas ( $\text{NH}_3$ ) (Seinfeld y Pandis, 1988). Por otra parte, la producción antrópica está a cargo de procesos de producción eléctrica, procesos de combustión a temperaturas elevadas (capaces de oxidar el  $\text{N}_2$  atmosférico) tales como los que ocurren en los motores de los vehículos, la quema de biomasa ó el proceso de fusión en la industria de cerámica.

#### 2.1.4.4. *Compuestos de carbono*

En este grupo se incluyen todos los compuestos que contienen carbono como elemento mayoritario, llamándose carbono total al presente en la atmósfera, el cual se puede encontrar como carbono elemental, carbono orgánico y carbono de carbonatos (principalmente  $\text{CaCO}_3$  y  $\text{MgCO}_3$ , naturales y/o antrópicos).

El carbono elemental tiene su origen esencialmente en las emisiones primarias antrópicas, tales como los procesos de combustión incompleta. Diversos estudios afirman que los motores diésel constituyen la principal fuente de carbono elemental (Wolff y Korsog, 1985; Pratsinis *et al.*, 1988; Keeler *et al.*, 1990; Hansen y Rosen, 1990).



El carbono orgánico puede ser emitido directamente a la atmósfera por fuentes naturales o antropogénicas, ó bien, formarse por condensación de compuestos orgánicos volátiles (COVs). La emisión de compuestos orgánicos de origen natural se produce esencialmente a través de la vegetación, la superficie de los océanos y los suelos, y puede dar lugar a partículas tanto primarias como secundarias. Las primarias están constituidas principalmente por compuestos vegetales y edafológicos, tales como esporas, polen, ácidos húmicos y fúlvicos, microorganismos y hongos (Blanchard y Syzdek, 1982; Artaxo *et al.*, 1994; Campbell *et al.*, 1999) y su granulometría es variable. Las secundarias son producto de la oxidación en la atmósfera de los gases orgánicos emitidos principalmente por la vegetación.

#### 2.1.5. Origen y fuentes

Según su origen las partículas pueden ser naturales o antrópicas; naturales son aquellas que proceden de fuentes naturales como las rocas y las emisiones volcánicas, mientras que las partículas antrópicas se encuentran en la atmósfera debido a actividades humanas. Como principales fuentes naturales de partículas primarias destacan las emisiones fugitivas de los suelos, los aportes procedentes de transporte a larga distancia, el aerosol marino procedente de la superficie de mares y océanos, y fuentes biogénicas. Las emisiones volcánicas son una fuente de partículas primarias, aunque su contribución a los niveles de material particulado atmosférico no es significativa, pues están limitadas en el tiempo y espacio.

Las principales fuentes naturales de gases precursores de partículas secundarias son las emisiones de SO<sub>2</sub> volcánicas, el dimetil sulfuro de origen biogénico marino, la transpiración de los suelos (Roelle *et al.*, 2001; Battye *et al.*, 2003), los rayos durante tormentas (Price *et al.*, 1997a y b), y grandes zonas forestales que emiten vapores orgánicos debido a la transpiración de las plantas.

Las fuentes antrópicas de material particulado se encuentran en zonas urbanas e industriales; destacan el tráfico, las emisiones canalizadas o fugitivas derivada de la actividad industrial (transporte, minería, cerámica, emisiones de polvos fugitivos por la actividad de construcción, sector energéticos, etc.), así como emisiones generadas en actividades de construcción y demolición, algunas actividades agrícolas (quema de biomasa, arado, etc.), y emisiones procedentes del sector residencial y servicios.

#### 2.1.6. Mecanismos de transporte

El transporte atmosférico del material particulado puede desglosarse en dispersión y depositación. Dispersión es el proceso de dilución que ocurre cuando el materia de una fuente es transportado por la dirección del viento, lo cual es importante para determinar la concentración atmosférica. Depositación es el

proceso que resulta de la captación superficial del material atmosférico (Nicholson, 2009). Los mecanismos de transporte del material particulado están estrechamente vinculados con aspectos climáticos, como la dirección e intensidad del viento, temperatura, humedad, presión atmosférica, precipitación y evaporación (Kok, 2010).

## **2.2. Normatividad**

### **2.2.1. Normatividad Mundial**

Las normas de calidad del aire más conocidas internacionalmente son las de Estándares Nacionales de Calidad de Aire en el Ambiente (National Ambient Air Quality Standards ó NAAQS) que se establecieron en los Estados Unidos de Norteamérica y las Guías de Calidad del Aire de la Organización Mundial de la Salud, las cuales son aceptadas mundialmente como referencia y han sido utilizadas por numerosos países como base para elaborar sus propias normas (GCA-OMS, 2005; Cao et al., 2013). Para el caso del indicador de la NAAQS, evolucionó de una concentración total de masa de material particulado (PST) a monitorear actualmente  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  en función del posible daño a la salud humana por inhalación, esto debido a que la capacidad de penetración de una partícula en el sistema respiratorio depende de su tamaño, por ejemplo las  $PM_{2.5}$  representan una alta posibilidad de depositarse en los alveolos pulmonares.

Los estándares para material particulado en la atmósfera en la mayoría de los países desarrollados, incluyendo México, se basan en las concentraciones promedio de las partículas que se encuentran suspendidas, por la relación entre los efectos a la salud (Querol *et al.*, 2001; USEPA, 2006). Para los parámetros de PST (partículas con diámetro aerodinámico menor a  $100 \mu m$ ) se observa que varios países ya no lo contemplan (Tabla 1).

**Tabla 1.** Límites máximos permisibles para PST, PM10 y PM2.5 de acuerdo a la legislación de distintos países. Abreviaciones: (I). Áreas sensibles de protección especial; (II) áreas urbanas y rurales típicas y (III) áreas industriales especiales. (-) significa que el país ya no monitorea el nivel de PST y la regulación es para material particulado fino.

País/organización	Limite máximo permisible de PST ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	
	24 hrs	Anual
Argentina	-	-
Bolivia	150	-
Brasil	150	60
China	120 (I), 300 (II), 500 (III)	80 (I), 200 (II), 300 (III)
Colombia	400	100
Costa Rica	240	90
Ecuador	250	80
Estados Unidos	-	-
Japón	-	-
México	210	-
República Checa	150	60
Suiza	150	70
Unión Europea	-	-
OMS	100-150	-

*Fuente: Normas de calidad de aire a nivel internacional. IDEAM (2005).*

### 2.2.2. Normatividad Nacional

En México, las Normas Oficiales sobre Calidad del Aire fueron publicadas por la Secretaría de Salud en el Diario Oficial de la Federación el 23 de diciembre de 1994. El 26 de noviembre de 2005 entra en vigor la modificación a la norma NOM-025-SSA1-1993 que establece valores de  $210 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en un promedio de 24 horas, concentración máxima de partículas suspendidas totales PST. Así también, las partículas menores de 10 micrómetros  $\text{PM}_{10}$  y partículas menores de 2.5 micrómetros  $\text{PM}_{2.5}$  en el aire ambiente; para protección a la salud de la población (NOM-025-SSAI, 1993).

Esta Norma se complementa con la Norma Oficial Mexicana NOM-035-SEMARNAT-1993, la cual establece los métodos de medición para determinar la concentración de partículas suspendidas totales en el aire ambiente y el procedimiento para la calibración de los equipos de medición, siguiendo como referencia y coincidiendo totalmente con el Código Federal de Regulaciones 40, parte 50, apéndice B. revisado en julio 1990, en los Estados Unidos de América.

### 3. ÁREA DE ESTUDIO

#### 3.1. Localización, demografía y datos generales

Hermosillo, Sonora, México, se localiza en el paralelo 29° 05 de latitud Norte y el meridiano 110° 57 de longitud Oeste de Greenwich, a una altura de 282 metros sobre el nivel del mar (Figura 4). Se encuentra a 270 kilómetros de la frontera con los Estados Unidos. De acuerdo a INEGI (Censo del 2010), la ciudad cuenta con 715, 061 habitantes. La ciudad de Hermosillo está rodeada por actividades de tipo industrial y de agricultura, y el área de estudio se caracteriza por un rápido índice de crecimiento. El clima en Hermosillo es en su mayoría cálido-seco, con temperaturas de 38°- 42°C, durante el verano, y con inviernos fríos llegando alcanzar 7° C (Meza-Figueroa *et al.*, 2007; Del Río-Salas *et al.*, 2012). Los suelos en Hermosillo están compuestos principalmente por limo y material calcáreo residual producto de la cobertura, con un pH de 7 a 8, estos suelos son clasificados como arcilla arenosa basados en el análisis textural (arena: 52.2%; arcilla: 31.2 %; limo: 16.36 %). Se ha documentado que Hermosillo, Sonora cuenta con una superficie total de calles estimada en 24, 661, 639 m<sup>2</sup>, de las cuales un total de 18, 890, 821 tienen algún tipo de cubierta asfáltica o de concreto hidráulico. Se estima un total de 79.96% de calles pavimentadas (<http://www.cocef.org>).

De acuerdo al sitio [www.cenapra.salud.gob.mx](http://www.cenapra.salud.gob.mx), Hermosillo contaba con un parque vehicular aproximado de 274,637 vehículos en el 2008. De ese parque vehicular, 183,749 se clasificaron como automóviles, 1077 camiones para pasajeros, 4242 motocicletas y 85,569 camiones y camionetas de carga. De acuerdo a los datos de población del Censo del 2010, el parque vehicular registrado equivale a que un 25.7% de la población tiene vehículo.

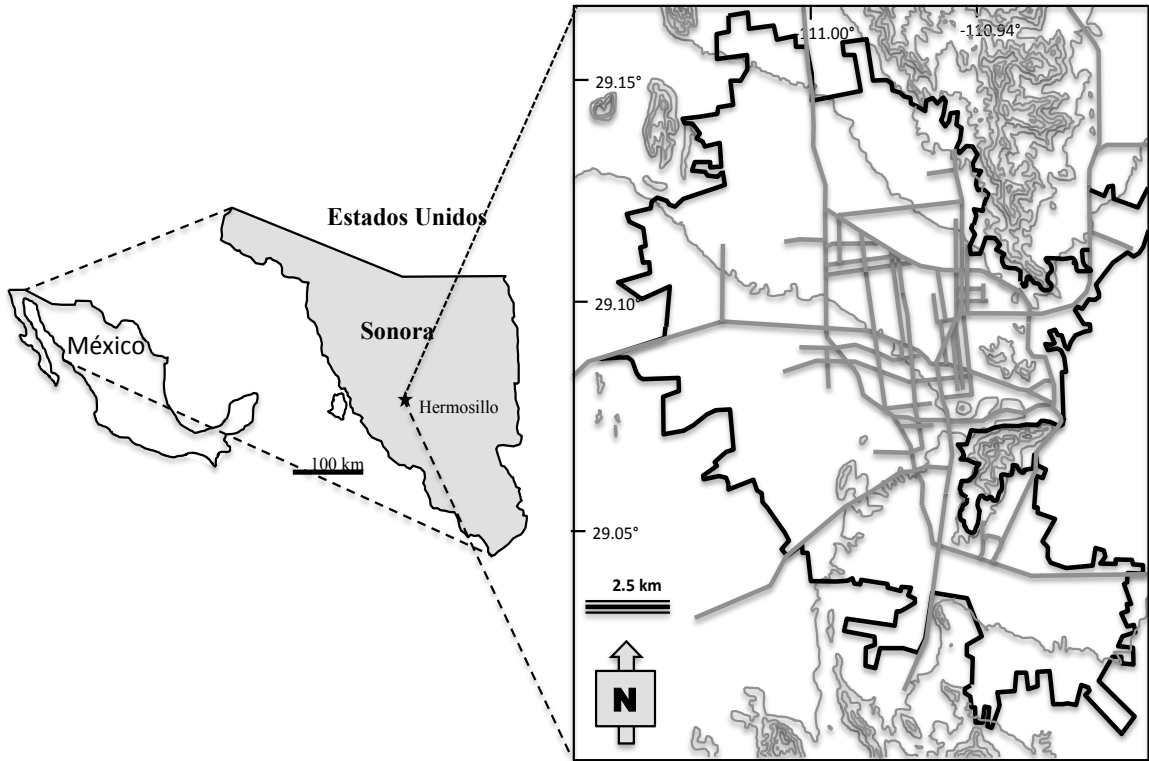


Figura 5. Localización de la ciudad de Hermosillo, Sonora, México.

### 3.2. Geología local

La geología de Hermosillo se caracteriza por un cinturón granítico con orientación NW-SE en la Sierra Espinazo Prieto. Rocas sedimentarias y metamórficas (calizas, mármoles con wollastonita) afloran en el Cerro de la Campana. La geología de Hermosillo puede simplificarse en cuatro dominios (1) calizas del Mesozoico, (2) intrusiones graníticas del Laramídeo, (3) Flujos volcánicos del Mioceno, y (4) cubierta del Cuaternario (Del Río-Salas *et al.*, 2012).

### 3.3. Climatología

En la ciudad de Hermosillo, el tipo de clima según INEGI es BW(h'), muy seco y muy cálido. Los datos de clima se obtuvieron del Servicio Meteorológico Nacional, estación 26138 Hermosillo I (DGE), en un periodo de 59 años (1951-2010). Las normales climatológicas indican que la temperatura media anual para la ciudad es de 24.3 °C, presentándose diciembre y enero como los meses mas fríos y julio y agosto como los meses mas calurosos. La Figura 6 muestra la variación histórica por mes de la temperatura mínima, media y máxima para la ciudad de Hermosillo; las mayores temperaturas se presentan del mes de junio al de septiembre, y el rango de menor temperatura corresponde a los meses de Diciembre a Febrero.

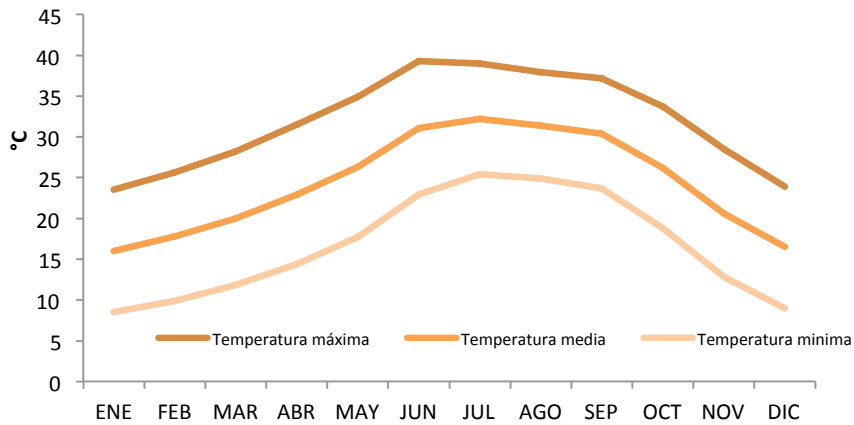


Figura 6. Gráfica de temperatura máxima, media y mínima basadas en datos históricos de clima para la ciudad de Hermosillo.

La Figura 7 muestra la variación en precipitación con respecto a la variación en temperatura, para un período histórico de 59 años. La precipitación total anual promedio en este mismo periodo es de 305.3 mm, presentando las precipitaciones mas elevadas los meses de julio, agosto y septiembre de acuerdo a la figura 6. La máxima evaporación ocurre también en los meses de Julio a Septiembre.

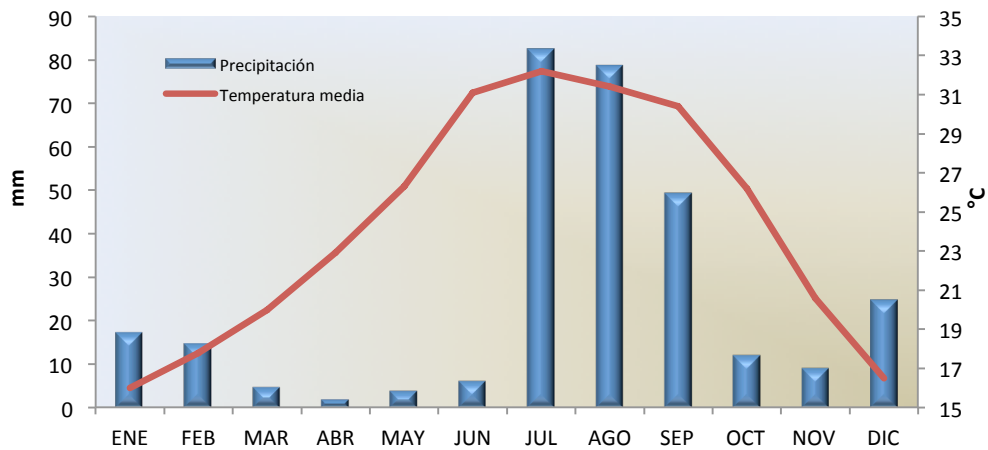


Figura 7. Precipitación media anual histórica y temperatura media anual histórica para la ciudad de Hermosillo.

Los vientos dominantes se dirigen en sentido suroeste-noreste por la mañana y en sentido contrario por la tarde (Gobierno Municipal de Hermosillo, 2003). Sin embargo, para este trabajo se interpretaron datos generados por dos estaciones de clima localizadas en i) en el aeropuerto y ii) en el sitio de monitoreo, Estación Regional del Noroeste, Universidad Nacional Autónoma de México (ERNO-UNAM). Los datos de estas estaciones se proporcionan en la sección de Metodología.

## 4. METODOLOGÍA

### 4.1. Clima

Para el análisis climatológico del área de estudio, se utilizaron los promedios diarios de dos estaciones climatológicas, una localizada en el aeropuerto Gral. Ignacio Pesqueira, mediante una estación meteorológica automatizada, en donde se obtuvieron los datos a través de una red climatológica ([www.wunderground.com](http://www.wunderground.com)). La segunda estación, se localiza en el sitio del monitoreo, edificio del Instituto de Geología de la Estación Regional del Noroeste, Universidad Nacional Autónoma de México (ERNO-UNAM), con una estación de clima Davis Inalámbrica Vantage PRO2 6152. La Figura 8 muestra la localización de ambas estaciones de clima. Los datos obtenidos de ambas estaciones corresponden con el período de Agosto del 2012 a Agosto del 2013 y las condiciones estudiadas corresponden con dirección y velocidad de viento, humedad, temperatura, precipitación y presión atmosférica.

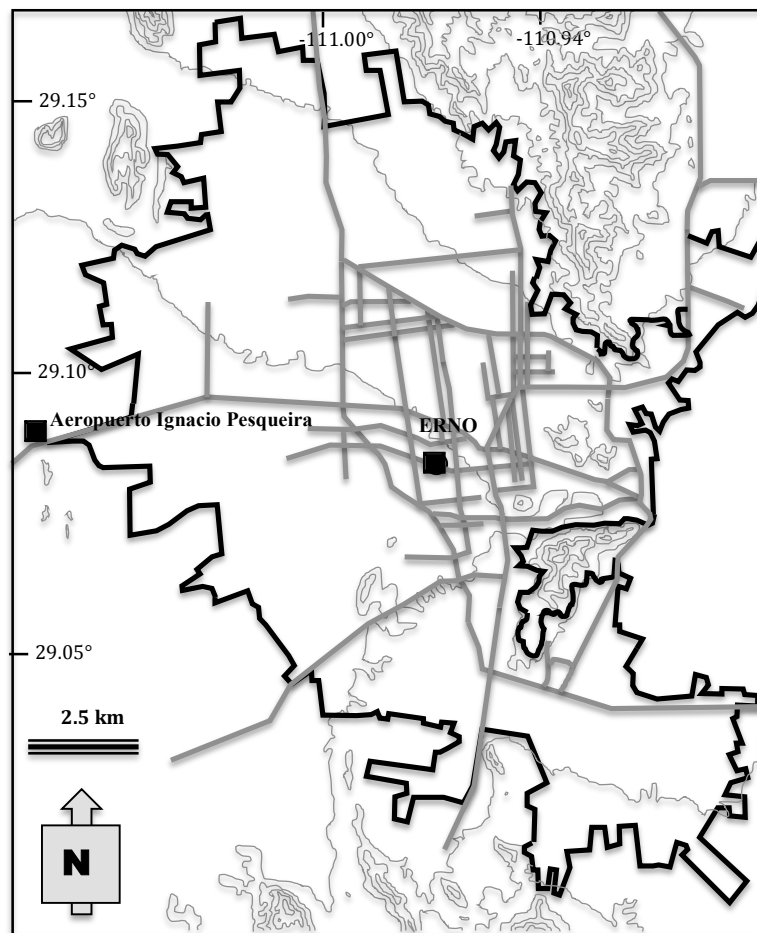


Figura 8. Ubicación de estaciones climatológicas.

## 4.2. Muestreo

### 4.2.1. Muestreo de polvo de calles

Se colectó un total de nueve muestras de polvo de calles en las áreas adyacentes al sitio donde se colocaron los muestreadores de alto volumen (Edificio de la Estación Regional del Noroeste, Universidad Nacional Autónoma de México), (la Figura 9, fotografía 1). Las muestras se colectaron a partir de la metodología descrita por la EPA. Apéndice C1 (EPA. Apepndix C1. 1993. Procedures For Sampling Surface/Bulk Dust Loading) para la recolección de muestras de polvo de calles pavimentadas y no pavimentadas. Posteriormente se secaron a temperatura ambiente y tamizadas a malla 200 (equivalente a 0.07 mm). Las muestras fueron enviadas para su análisis químico a los laboratorios ALS-CHEMEX en Toronto, Canadá.

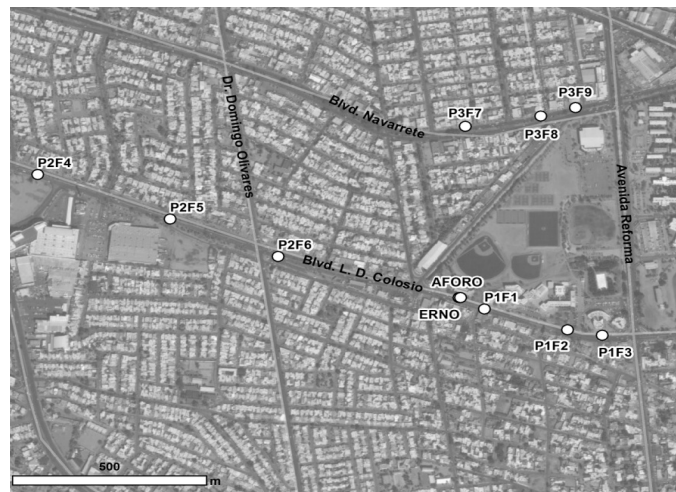


Figura 9. Ubicación de los puntos de muestreo para recolección de polvo de calle pavimentada.

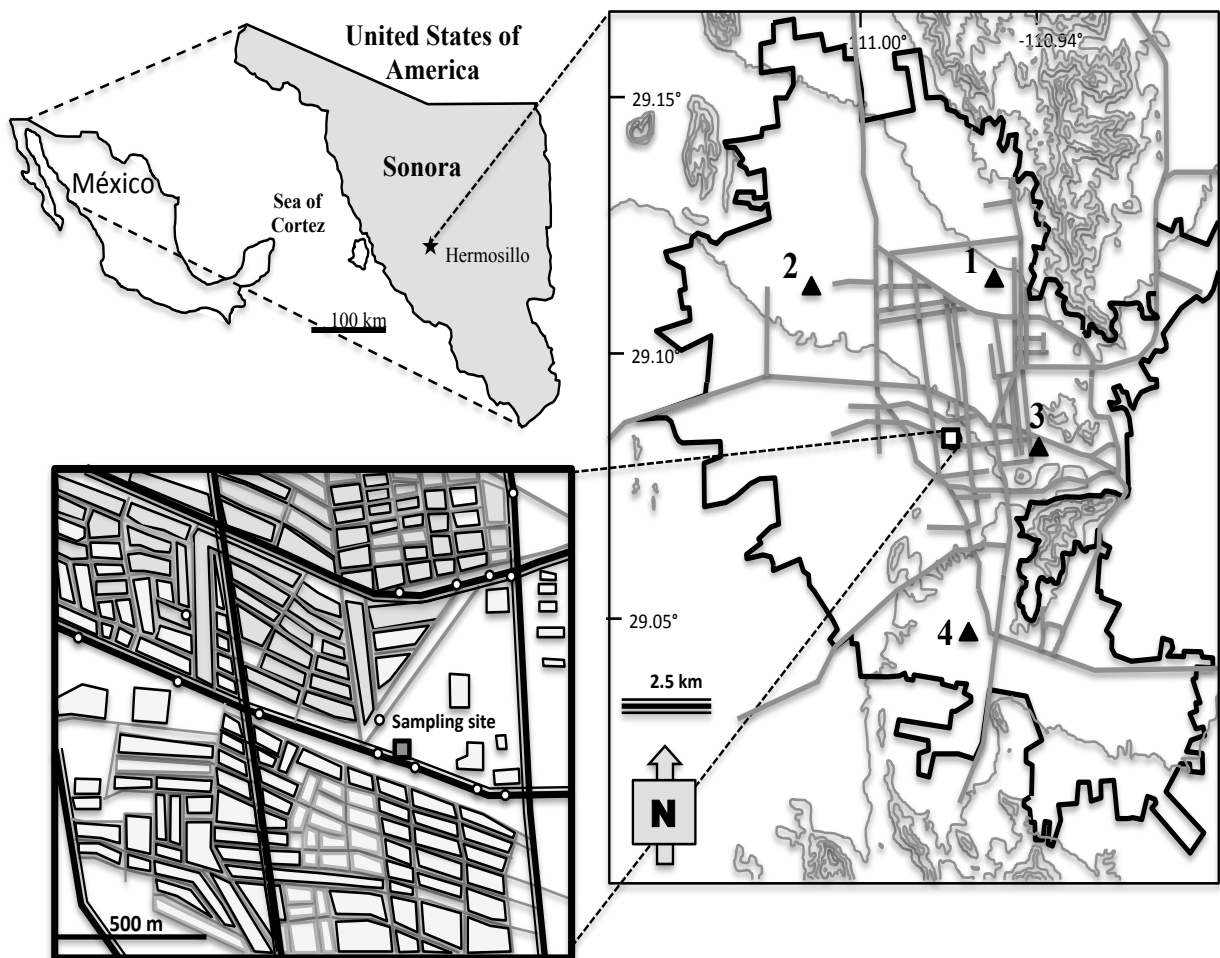


Fotografía 1. Imagen que muestra el área superficial de la muestra de polvo de calle.



#### 4.2.2. Monitoreo de concentración de Partículas Suspensas Totales (PST).

El estudio se llevó a cabo en seis estaciones de monitoreo distribuidas espacialmente de manera estratégica (Tabla 2). Cuatro de las seis estaciones corresponden al Programa de Evaluación y Mejoramiento de la Calidad del Aire (PEMCA) llevado a cabo por el Instituto Municipal de Ecología (IME) a cargo del H. Ayuntamiento de Hermosillo (Figura 10, estaciones 1 a 4). Los dos equipos restantes se encuentran a cargo de la Universidad de Sonora (UNISON) y correspondieron al presente proyecto durante el periodo de monitoreo del mismo; se ubicaron en el sitio ERNO (Estación Regional del Noroeste, Universidad Nacional Autónoma de México (Figura 10, cuadrado).

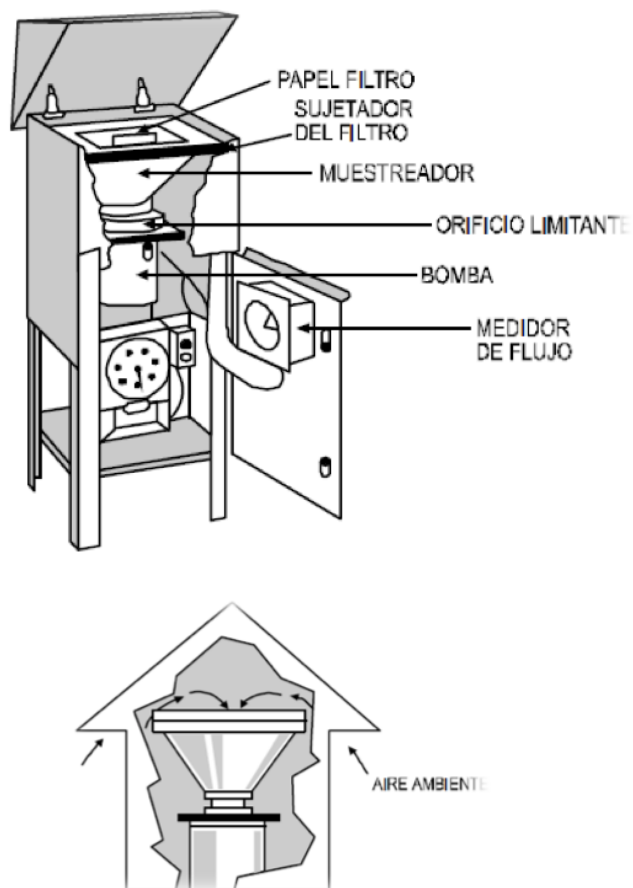


**Figura 10.** Localización del área de estudio. Mapa esquemático del sitio de muestreo. Los números corresponden con 1: Estación Norte, 2: Estación Noroeste, 3: Estación Centro, 4: Esta

**Tabla 2.-** Ubicación de las estaciones de monitoreo del Programa de Evaluación y Mejoramiento de la Calidad del Aire (PEMCA) y Universidad de Sonora .

ESTACIÓN	DEPENDENCIA A CARGO	UBICACIÓN	LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA
Noroeste (CBTIS 206)	PEMCA Instituto Municipal de Ecología	Sobre edificio del Centro de Bachillerato Tecnológico Industrial y de Servicio No. 206 ubicado en calle República de Colombia s/n, Col. Misión	29° 07' 06.43" N 111° 00' 25.54" W
Norte (CESUES)	PEMCA Instituto Municipal de Ecología	Sobre edificio de la Universidad Estatal de Sonora, ubicado en Ley Federal del Trabajo s/n, Col. Apolo.	29° 07' 17.71" N 110° 57' 40.14" W
Centro (MORELIA)	PEMCA Instituto Municipal de Ecología	Sobre edificio de la Coordinación General de Infraestructura, Desarrollo Urbano y Ecología del H. Ayuntamiento, ubicada en Av. Morelia No. 220. Col. Centro.	29° 04' 43.92" N 110° 56' 32.25" W
Sur (COBACH)	PEMCA Instituto Municipal de Ecología	Sobre un edificio del Colegio de Bachilleres del Estado de Sonora plantel "Villa de Seris" ubicado en Av. Bachilleres, Col. Villa de Seris	29° 02' 40.07" N 110° 57' 30.73" W
Centro (ERNO 1)	Proyecto Universidad de Sonora	Sobre nivel de piso en Estación Regional del Noroeste de la UNAM Ubicada en Blvd. Colosio y Sahuaripa s/n.	29° 04' 53.22" N 110° 58' 15.07" W

El método de referencia utilizado para determinar la concentración de partículas suspendidas totales en el aire ambiente fue el "muestreo de Alto Volumen" el cual consiste en operar muestreadores manuales de alto volumen, adecuadamente localizados que succiona a través de un filtro una cantidad determinada de aire ambiente hacia el interior de una caseta o coraza de protección (ver Figura 11), durante un periodo de muestreo continuo de 24 horas. Las muestras de partículas de PST en son colectadas en filtros de fibra de vidrio con flujos de aire entre 1.1–1.7 m<sup>3</sup>/min, esta velocidad de flujo de aire y la geometría del muestreador son tales que favorecen la recolección de partículas hasta de 50 µm de diámetro aerodinámico, dependiendo de la velocidad del viento y su dirección.



**Figura 11.** Estructura y componentes del medidor de Alto volumen Hi-Vol.

Durante el manejo de las muestras y para la obtención de la concentración final se utilizaron los siguientes materiales y equipo:

- Balanza Electrónica analítica Sartorius Modelo A200S-\*\*D1B, serie No. 10605993.
- Desecador de muestras con tres celdas y sensor de humedad relativa.
- Filtros de fibra de vidrio (PST), marca Whatman, 20.3 x 25.4 cm.
- Carta circular Tish TE-106.
- Bitácora.
- Libreta de registros.
- Guantes.
- Sobres tipo manila.
- Pinzas plásticas.

Los monitoreos de calidad de aire, se llevaron a cabo conforme al procedimiento de muestreo del método de referencia recomendado en la NOM-035-SEMARNAT-1993 de la siguiente manera:

- Se foliaron los filtros en una orilla de la cara que no será expuesta.
- Se inspeccionaron a contra luz cada filtro para detectar posibles orificios, marcas o imperfecciones, de ser así el filtro se desechaba.
- Una vez foliados los filtros se colocaban en una cámara de desecación, para mantenerlos en condiciones ambientales controladas durante 24 horas.
- Posteriormente se pesaban en una balanza electrónica analítica y se registraba el peso inicial en una bitácora.
- Al momento de instalarlos en los muestreadores de alto volumen, se toman los filtros con guantes de Nitrilo libre de polvo para colocarlos, cuidando de no doblar ni maltratar el filtro.
- Se pone a funcionar el muestreador por lo menos durante 5 min, a fin de lograr la temperatura de operación.
- Se registran la lectura del indicador de flujo, la temperatura ambiente y la presión barométrica.
- Se registra la información que identifique el muestreador (número de filtro, sitio, fecha del muestreo y hora de inicio).
- Se programa el dispositivo de control de tiempo durante 24 horas, tomando como base la media noche.
- Una vez concluidas las 24 horas, se retira el filtro con guantes de nitrilo, y se dobla a la mitad de forma vertical y se resguarda en un folder manila previamente rotulado con los datos del muestreo.
- Posteriormente se coloca el filtro en la cámara de desecación por 24 horas.
- Por último, se pesan en la balanza analítica, se registra el peso y se resguardan de nuevo en el mismo sobre manila.
- 

Para el procedimiento de calibración de los equipos de muestreo se utilizó un patrón de transferencia de flujo de tipo orificio con cinco placas de resistencia modelo 5025A, marca TishEnvironmental Inc., No. de serie 131, manómetro diferencial de presión y su respectivo certificado de calibración.

#### 4.2.3. Monitoreo de concentración de partículas suspendidas totales (PST) a dos niveles de altura: edificio de la Estación Regional del Noroeste-ERNO.

El diseño del experimento se muestra en la Figura 12, de acuerdo a la NOM-035-SEMARNAT-1993 los colectores de alto volumen para muestreo de material particulado suspendido total (PST) “la velocidad de flujo del aire ambiente y la geometría del colector son tales que favorecen la recolección de partículas hasta de 50  $\mu\text{m}$  de diámetro aerodinámico, dependiendo de la velocidad del viento y de su dirección. El rango de concentraciones del método es de 2 a 750  $\mu\text{g}/\text{m}^3_{\text{ptn}}$ . A velocidades de viento que oscilan entre 1.3 y 4.5 m/s se ha encontrado que el muestreador de alto volumen colecta partículas de 25 a 50  $\mu\text{m}$ , dependiendo de la dirección del viento. El número mínimo de colectores de alto volumen y su altura de colocación se especifican en el Code of Federal Regulations 40, Part 50, appendix B, revised July 1990, U.S.A. (Código Federal de Regulación 40, Parte 50, Apéndice B, revisado en Julio de 1990, Estados Unidos).

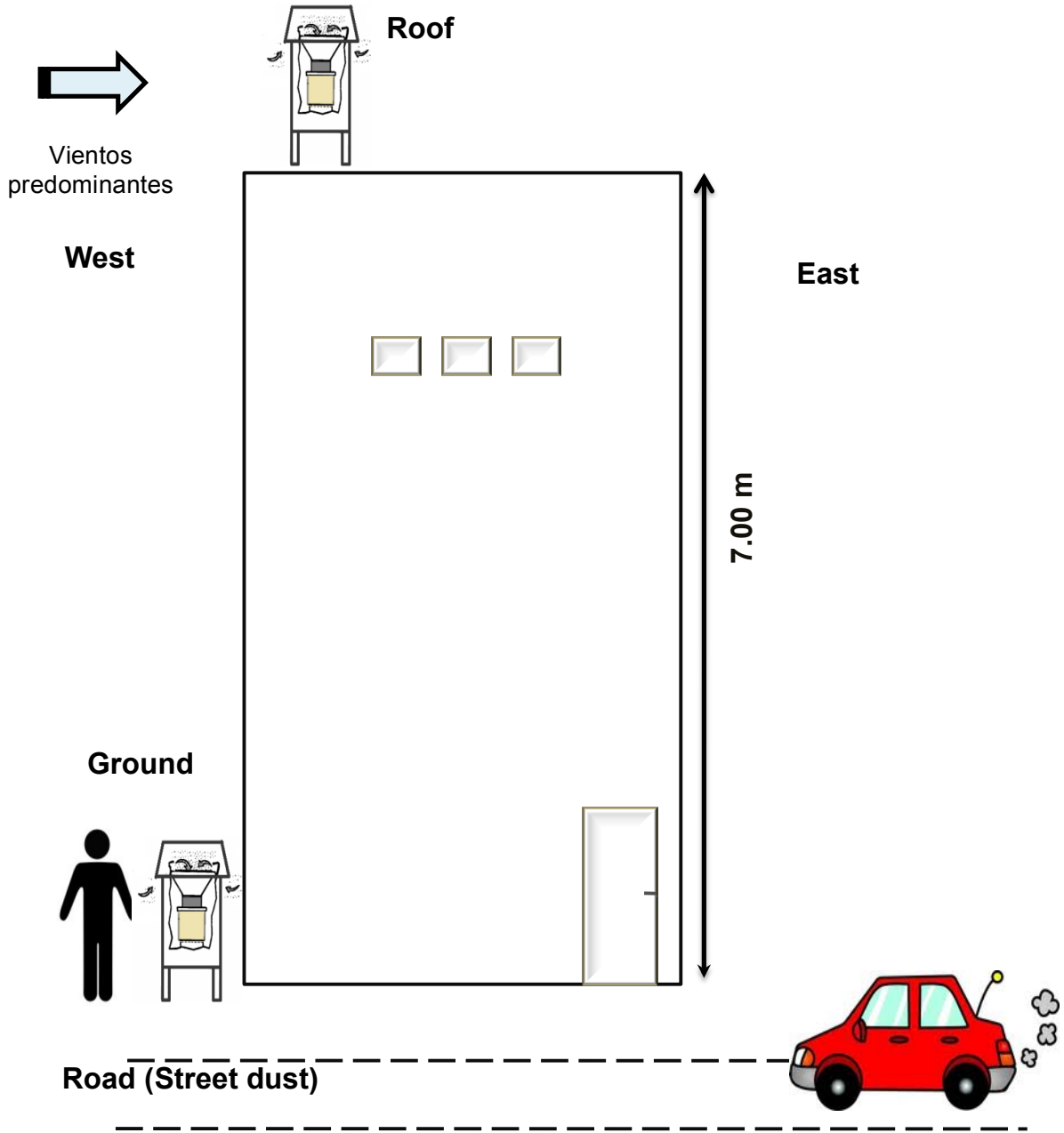


Figura 12. Diseño del experimento, medición de PST a nivel suelo y techo

Sin embargo, en este trabajo se colocó el otro colector a nivel de suelo para saber si la recolección y composición de PST a nivel de exposición peatonal era similar a la dictada por la normatividad.

### 4.3. Análisis

#### 4.3.1. Aforo Vehicular

El tráfico se midió en la calle adyacente al sitio de muestreo con los colectores de alto volumen (Edificio ERNO-UNAM) utilizando contadores manuales durante catorce horas por día, considerando seis categorías de vehículos. Estas categorías se combinaron en dos grupos generales: vehículos pesados incluyendo camiones, remolques, autobuses etc., y vehículos ligeros como los automóviles semicompactos, motocicletas, etc. El aforo vehicular se realizó en dos ocasiones obteniéndose resultados similares.

#### 4.3.2. Análisis de Difracción de Rayos X en polvo de calles

La identificación del material cristalino de las muestras de polvos de calles de Hermosillo se realizó utilizando el método de Difracción de Rayos X. Las muestras fueron preparadas previamente pulverización y homogenizadas con mortero de ágata hasta obtener un tamaño de partícula aproximado menor a 100 mallas. Las muestras fueron analizadas en un difractograma de Rayos X. El análisis se realizó Departamento de Geología de la Universidad de Sonora, en un modelo de equipo utilizado fue D8-Advance, marca Bruker. Las condiciones de análisis fueron las siguientes: radiación  $K\alpha$  de cobre,  $\lambda = 1.5466\text{\AA}$ , el ángulo de barrido se varió en el rango de  $2$  a  $72^\circ$  y la velocidad de barrido fue de  $1\text{ paso/s}$ . El voltaje de excitación del ánodo fue de  $45\text{ kV}$  y la corriente aplicada fue  $40\text{ mA}$ .

La determinación y semi-cuantificación de fases minerales se realizó mediante el software X Powder 2004 (Martín-Ramos, 2004). Este software dispone de dos bases de datos PDF2.Dat y el método de semi-cuantificación está basado en el método 'Reference Intensity Ratio' (RIR) (Chung, 1974; Martín-Ramos et al., 2012).

#### 4.3.3. Análisis geoquímico de polvos de calles

Las muestras de polvo de calle tamizadas, se enviaron a ALS-Chemex en Ontario, Canadá para su análisis por ICP-OES (Espectrometría de emisión óptica por plasma acoplado por inducción) y por ICP-MS (Espectrometría de masas con plasma inducido acoplado) a partir de los métodos ME-MS81, ME-ICP06, y ME-4ACD81 (ALS minerals, 2012). Los metales analizados fueron: Ba, Ce, Cr, Cs, Dy, Er, Eu, Ga, Gd, Hf, La, Lu, Nb, Nd, Pr, Rb, Sm, Sn, Sr, Ta, Tb, Th, Tl, Tm, U, V, W, Y, Yb, Zr,  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , CaO, MgO,  $\text{Na}_2\text{O}$ ,  $\text{Cr}_2\text{O}_3$ ,  $\text{TiO}_2$ , MnO,  $\text{P}_2\text{O}_5$ , SrO, BaO, Ag, As, Cd, Co, Cu, Li, Mo, Ni, Pb, Sc, Zn. Los límites de detección y máximo rango lineal se indican en la Tabla 3.

**Tabla 3.** Límite de detección y máximo rango lineal, respectivamente, reportado por ALS-CHEMEX.

Elementos	Rango	Elementos	Rango	Elementos	Rango	Elementos	Rango
Ba	0.5-10,000	Pr	0.03-1,000	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.01-100	Ag	0.5-100
Ce	0.5-10,000	Rb	0.2-10,000	BaO	0.01-100	As	5-10,000
Cr	10-10,000	Sm	0.03-1,000	CaO	0.01-100	Cd	0.5-1,000
Cs	0.01-10,000	Sn	1-10,000	Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.01-100	Co	1-10,000
Dy	0.05-1,000	Sr	0.1-10,000	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.01-100	Cu	1-10,000
Er	0.03-1,000	Ta	0.1-2,500	K <sub>2</sub> O	0.01-100	Li	10-10,000
Eu	0.03-1,000	Tb	0.01-1,000	MgO	0.01-100	Mo	1-10,000
Ga	0.1-1,000	Th	0.05-1,000	MnO	0.01-100	Ni	1-10,000
Gd	0.05-1,000	Tm	0.01-1,000	Na <sub>2</sub> O	0.01-100	Pb	2-10,000
Hf	0.2-10,000	U	0.05-1,000	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.01-100	Sc	1-10,000
Ho	0.01-1,000	V	5-10,000	SiO <sub>2</sub>	0.01-100	Tl	10-10,000
La	0.5-10,000	W	1-10,000	SrO	0.01-100	Zn	2-10,000
Lu	0.01-1,000	Y	0.5-10,000	TiO <sub>2</sub>	0.01-100		
Nb	0.2-2,500	Yb	0.03-1,000				
Nd	0.1-10,000	Zr	2-10,000				

#### 4.3.4. Cuantificación de Partículas Suspensas Totales (PST)

El nivel de concentración de PST se determina mediante el método gravimétrico que determina la NOM-035-SEMARNAT-1993, consiste en obtener el peso inicial del filtro limpio y el peso final una vez que haya muestreado. De esta forma se integran a las formulas los datos de los parámetros climáticos promedio del día de muestreo, los datos obtenidos de la curva de calibración de los equipos, la diferencia entre el peso inicial y final del filtro para obtener así la concentración de partículas que son expresadas en microgramos por metro cúbico de aire a partir de las siguientes fórmulas:

$$V = Q_{ptn} \times T \quad \text{(Ecuación 1: Calculo del volumen muestreado)}$$

V= Volumen de aire muestreado, convertido a condiciones patrón o de referencia en m<sup>3</sup><sub>ptn</sub>.

Q<sub>ptn</sub>= Velocidad de flujo volumétrico patrón en m<sup>3</sup><sub>ptn</sub>/min.

T= Tiempo transcurrido en minutos.



$$\text{PST} = (\text{Gf} - \text{Gi}) \times 106 / \text{V} \quad (\text{Ecuación 2: Cálculo de concentración de partículas})$$

PST= Concentración de Partículas Suspensas Totales en  $\mu\text{g}$ .

Gf= Peso inicial del filtro expuesto en g.

Gi= Peso inicial del filtro limpio en g.

V= Volumen de aire muestreado, convertido a condiciones patrón o de referencia.

#### 4.3.5. Morfología de partículas y mineralogía de material particulado en filtros

Para conocer la morfología, tamaños de partícula y mineralogía, se analizaron los filtros colectados en un equipo de microscopía electrónica en la Universidad de Arizona. La clasificación de tamaño de partícula en filtros, así como su abundancia relativa, se estimó en base a conteo de píxeles (Coimbra y Olóriz, 2012). A partir de imágenes de microscopía de barrido electrónico de alta calidad (SEM) de filtros con material particulado entre 20  $\mu\text{m}$  y 100  $\mu\text{m}$  se realizó un tratamiento de imágenes con magnificaciones o aumentos óptimos de 1200%. La abundancia del material particulado se estimó con dos diferentes métodos: conteo de píxeles indirecto y directo (Figura 13). El método indirecto consiste en seleccionar y contar los píxeles de elementos visuales que no corresponden con partículas, como el fondo del filtro y sus filamentos, a partir de lo que se calcula la abundancia de partículas en la imagen. Para el método directo, cada partícula se resaltó (líneas rojas) y los píxeles contenidos dentro de estos objetos resaltados fueron calculados directamente. Una vez que los objetos se dibujaron, se realizó la clasificación por tamaño de partícula. Este paso consiste en colorear cada partícula con el código de color asignado y después se estiman los píxeles que corresponden con cada color. El resultado es un mapa de color de cada imagen SEM. El porcentaje de cada tamaño de partícula se presenta con respecto a la abundancia total y se recalcula con respecto al 100%.

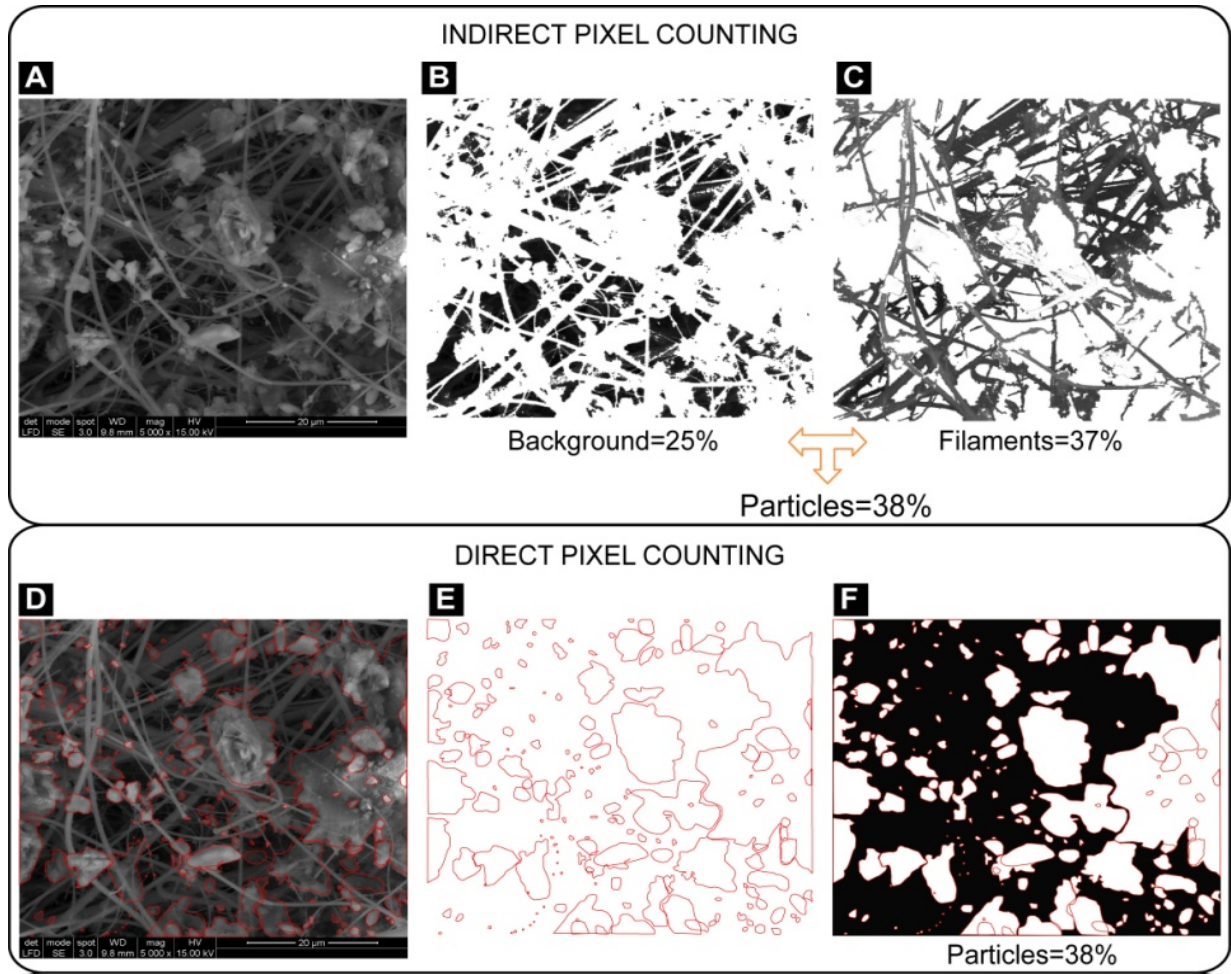


Figura 13. Imagen representativa de los métodos indirecto y directo utilizados en el análisis de imágenes y conteo de píxeles.

#### 4.3.6. Geoquímica de filtros

Para determinar la composición total del material particulado, cada filtro fue digerido con una mezcla de HCl-3HNO<sub>3</sub> en recipientes de teflón previamente lavados con ácido. Las muestras fueron digeridas utilizando un sistema de microondas de acuerdo al método IO-3.1 (USEPA, 1999). Cincuenta elementos (Sc, Y, REE's, Be, Na, Mg, Al, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Sr, Mo, Ru, Rh, Pd, Ag, Cd, Sn, Sb, Te, Ba, Hf, Ir, Pt, Au, Tl, and Pb) fueron medidos por espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente en el Arizona Laboratory for Emerging Contaminants (ALEC-University of Arizona, Tucson: Laboratorio de Contaminantes Emergentes de la Universidad de Arizona en Tucson). Los límites de detección por elemento se presentan en la Tabla 4.

**Tabla 4.** Límites de detección (mg/kg) por metal analizado en filtros de colectores de alto volumen. Método ICP-MS.

Elemento	LD	Elemento	LD	Elemento	LD	Elemento	LD
<b>Be</b>	0.005	<b>Mg</b>	0.270	<b>Ca</b>	4.73	<b>V</b>	0.01
<b>Cr</b>	0.018	<b>Ti</b>	8.11	<b>Fe</b>	0.16	<b>Co</b>	0.001
<b>As</b>	0.015	<b>Se</b>	0.003	<b>Mo</b>	0.031	<b>Ag</b>	0.002
<b>Cd</b>	0.023	<b>Sn</b>	0.017	<b>Sb</b>	0.005	<b>Pb</b>	0.003
<b>Ni</b>	0.052						

LD= Limite de detección.

#### 4.3.7. Factor de enriquecimiento

El factor de enriquecimiento (FE) de cada elemento analizado en los filtros y en las muestras de polvo de calle se estimó para conocer la contribución de fuentes naturales y antrópicas del material particulado. En este trabajo se utilizó el aluminio (Al) como elemento de referencia. El Al es un elemento comúnmente utilizado asumiendo que no exista aporte antropogénico del mismo a la atmósfera (Chithra y Nagendra, 2013). La siguiente ecuación se utilizó para calcular el facto de enriquecimiento:

$$FE_i = [C_i/C_{Al}]_{Aire} / [C_i/C_{Al}]_{GB} \quad \text{(Ecuación 3)}$$

En esta formula las abreviaciones significan:  $FE_i$  es el factor de enriquecimiento de cada elemento analizado (i);  $[C_i/C_{Al}]_{Aire}$  es la concentración del elemento (i) dividida entre la concentración del Al en el aire (datos obtenidos de los filtros);  $[C_i/C_{Al}]_{GB}$  es la concentración del elemento (i) dividida entre la concentración del Al en el fondo geoquímico local. El fondo geoquímico local se obtuvo del promedio de diez muestras de suelos de los alrededores de la ciudad de Hermosillo.

El criterio es que si el FE se acerca a la unidad, la fuente dominante es geogénica o asociada a las rocas y suelos naturales, si FE es mayor a 5 sugiere que una fracción significativa del elemento procede de fuentes no corticales y si el FE es mayor a 10, la fuente es claramente antropogénica (Gao *et al.*, 2002).

#### **4.4. Tratamiento de los datos e interpretación**

##### 4.4.1. Estadística general

En este trabajo se utilizó el programa XLSTAT 2012, el cual analiza datos desde la interfaz de EXCEL para el tratamiento estadístico de los mismos. Se realizó un análisis univariado para entender la abundancia y distribución de los datos, así como su distribución. Se utilizarán las matrices de correlación de Pearson ya que los datos tienen una distribución cercana a normal y en base a publicaciones sobre estadística de datos geoquímicos de polvo de calle, que sugieren su uso (Shi *et al.*, 2013). Posteriormente se realizó un estudio de análisis multivariado, en particular de Análisis de Componentes Principales (ACP) para identificación de fuentes y estimar su contribución.

##### 4.4.2. Análisis de componentes principales (ACP)

El ACP es un método estadístico común, de reconocimiento de patrones cualitativos, lo que puede ayudar en la identificación de fuentes de metales. Se ha descrito con detalle en estudios ambientales en Kokot *et al.* (1998, 2005), Mostert *et al.* (2012) y ha sido ampliamente utilizado en aplicaciones ambientales para asociar contaminantes a fuentes potenciales (Aragón *et al.*, 2000; Facchinelli, 2001). Este método en esencia, transforma los datos en el mismo número de componentes principales ortogonales que las variables originales. Los componentes principales se eligen posteriormente del más alto al más bajo en el orden de la varianza de los datos que describe cada componente principal. Comúnmente, solo unos pocos componentes principales o factores que son estadísticamente significativos son elegidos (Kokot *et al.* 1998; Mostert *et al.*, 2012). En particular los diagramas con los componentes 1 y 2 describen la mayor cantidad de varianza de los datos.

## 5. RESULTADOS

### 5.1. Climatología

#### 5.1.1. Precipitación, temperatura y humedad

Los resultados obtenidos de las estaciones climatológicas estudiadas (MMHO aeropuerto y Vantage Pro26152 ERNO) presentaron diferencias en los registros diarios de temperatura en cada día de monitoreo. La precipitación fue nula para los mismos días a excepción del día 14 de agosto del 2013, donde se registra únicamente en la estación ERNO una precipitación de 2.030 mm. La Figura 14, muestra las similitudes y diferencias entre los datos de temperatura registrados por ambas estaciones.

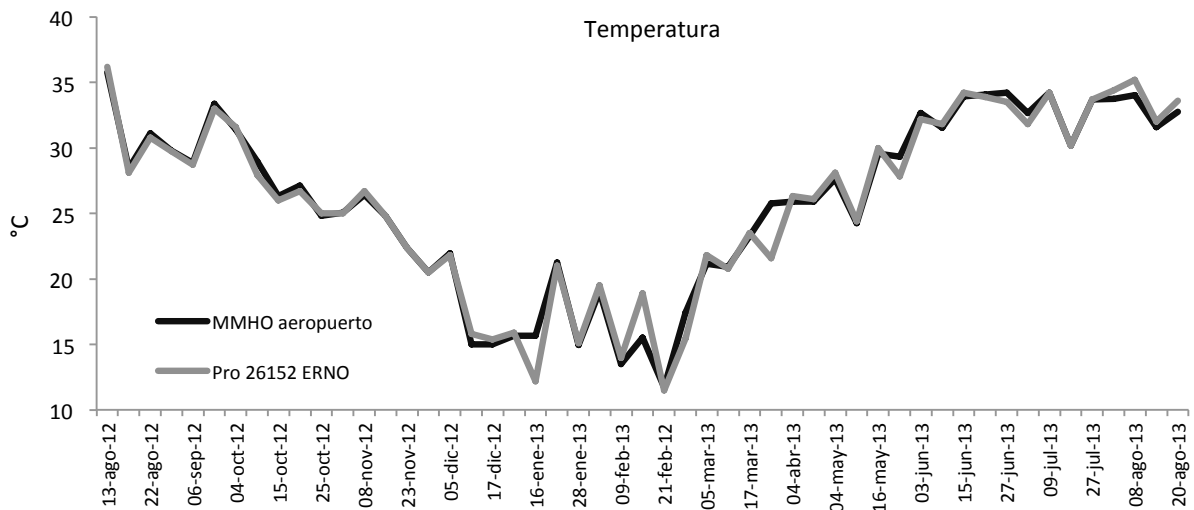


Figura 14. Registros diarios de temperatura de las estaciones climatológicas MMHO aeropuerto y Vantage (Pro26152 ERNO).

La Figura 15, muestra los datos obtenidos por ambas estaciones de clima acerca de la humedad. Se muestran diferencias en los meses de Diciembre, Enero, Abril y principalmente en el mes de Junio. Esto es importante ya que la humedad es uno de los parámetros más importantes en el control de los niveles de material particulado en la atmósfera. Las variaciones de los datos de ambas estaciones en la zona urbana de Hermosillo muestran la necesidad de colocar un mayor número de estaciones de clima ya que dichas variaciones pueden incidir en los niveles de PST por sectores de la ciudad.

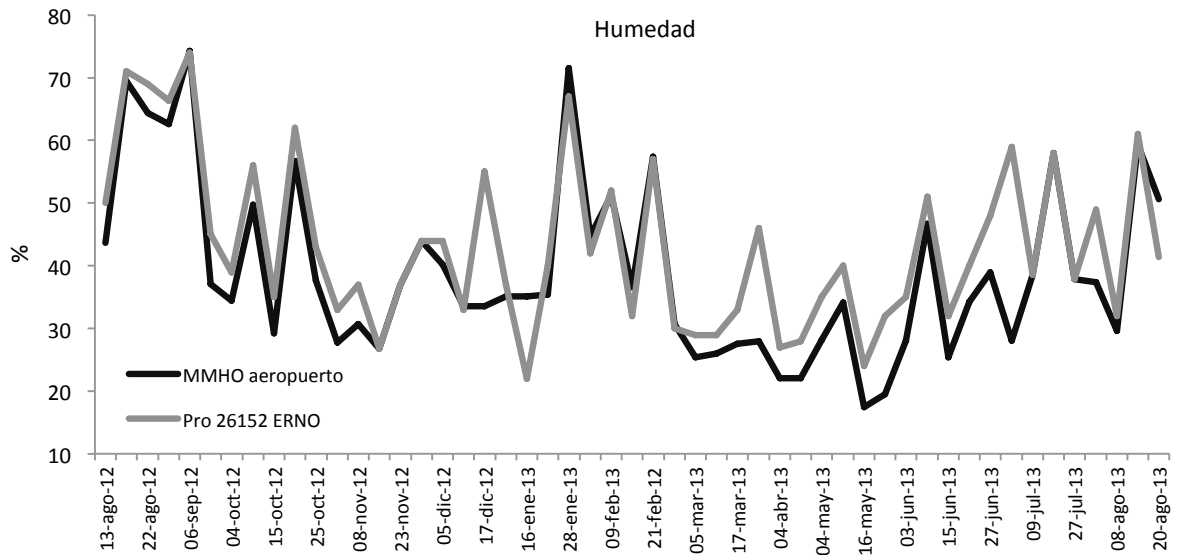
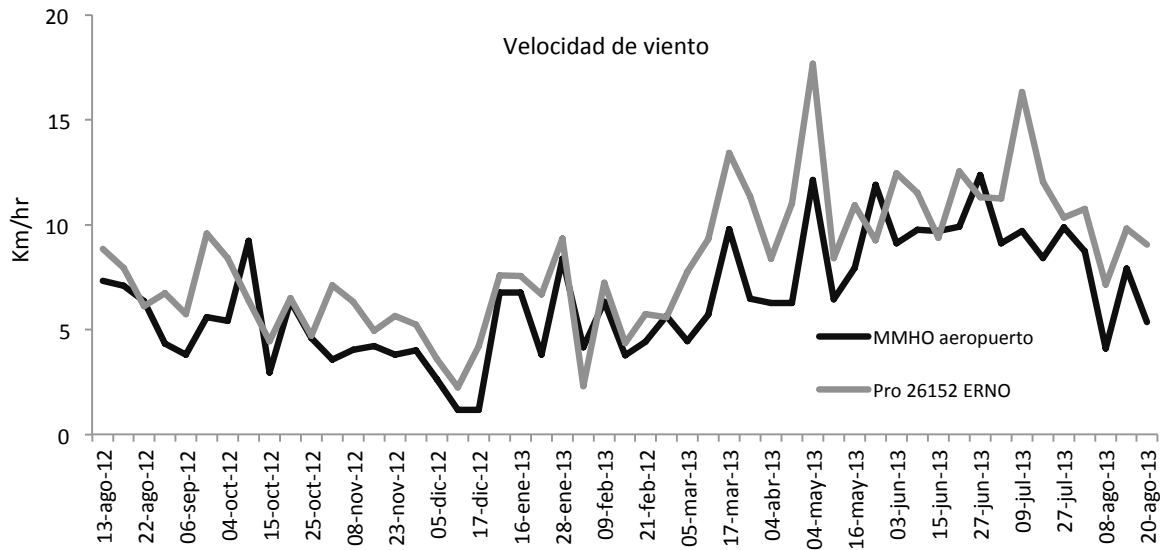


Figura 15. Registros diarios de humedad de las estaciones climatológicas MMHO aeropuerto y Vantage (Pro26152 ERNO).

### 5.1.2. Dirección y velocidad de viento

Los datos de dirección y velocidad del viento obtenidas de ambas estaciones, se muestran en la Figura 16. La velocidad del viento es un parámetro importante para entender el transporte y niveles del PST (Mishra *et al.*, 2010). Elevadas velocidades de viento se relacionan con niveles bajos de contaminación gaseosa debido a la dispersión de los contaminantes. Por el contrario, mayores velocidades de viento en la cercanía a superficies se relacionan con altos niveles de material particulado causado por la resuspensión de partículas y el transporte a largas distancias (Al Jallad *et al.*, 2013). Ambas estaciones presentan variaciones en la velocidad de viento lo que puede incidir en el transporte del material particulado por zonas de la ciudad. En este trabajo se decidió utilizar los datos de la estación de clima Vantage Pro26152 colocada en el mismo sitio en el que se colectaron las muestras del estudio.



**Figura 16.** Registros diarios de velocidad de viento de las estaciones climatológicas MMHO aeropuerto y Vantage Pro26152 ERNO.

## 5.2. Polvo de calles



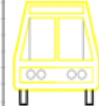







### 5.2.1. Aforo vehicular

De acuerdo al Instituto Nacional de Ecología<sup>2</sup> la caracterización de la flota vehicular de una ciudad o región es importante para la estimación y comprensión de los contaminantes debido al tráfico. El término “número de unidades” se refiere a la población vehicular activa o en circulación en la zona objeto de estudio (INECC, 2014). Sin embargo, es importante destacar que el número total de vehículos en circulación en la zona de estudio puede ser muy diferente al número de vehículos registrados con domicilio en ella. Por ejemplo, en una zona comercial, industrial o de oficinas, normalmente se pueden encontrar durante el día muchos vehículos domiciliados en la misma. En una zona residencial se puede esperar que los vehículos ahí registrados recorran una gran cantidad de kilómetros anuales fuera de ella. Debido a que las emisiones varían por tipo de vehículo, uso, tipo de combustible, etc., es importante no solo conocer el número de vehículos sino que es necesario caracterizar a la flota vehicular de tal forma que se puedan generar grupos o categorías con características de emisión similares. En base a esto se generó un formato (Tabla 5) considerando la homologación de categorías vehiculares del inventario de emisiones 2004 de la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) con MOBILE6 (INECC, 2014). En este estudio se realizaron dos

<sup>2</sup> <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/618/metodologia.pdf>

aforos vehiculares en el sitio de estudio, en lugar de considerar datos de número de vehículos registrados en el área. La Tabla 5 muestra el ejemplo del formato utilizado para el aforo vehicular.

**Tabla 5.** Ejemplo del formato del aforo vehicular realizado en la calle Luis Donald Colosio, frente al Edificio de la Estación Regional del Noroeste, UNAM.

REGISTROS DE AFOROS VEHICULARES												
CARACTERIZACIÓN- ESPACIO TEMPORAL DE MATERIAL PARTICULADO EN LA CIUDAD DE HERMOSILLO SONORA												
Vialidad:		Colosio					Fecha: 30-Agosto-2012					
Sentido:		E-W					Dia de la semana:					
Responsable:							Horario:					
												T O T A L E S
		AUTOMOVILES	CAMONETAS VANS PICK-UP	AUTOBUSES CAMIONES	TONELADAS RABON DOMPES				TRACTOCAMION ARTICULADO	TRACTOCAMION DOBLEMENTE ARTICULADO	MOTOCICLETA	
HORARIOS		Ap	Ac	B	C2	C3	T2-S1	T2-S2	T3-S2	T3-S2-R4		
06:00	07:00	229	151	5	5							1
07:00	08:00	679	387	1	4							1
08:00 a	09:00	1153	687	1								3
09:00 a	10:00	1617	1021	6								8
10:00 a	11:00	2136	1416	4								9
11:00 a	00:00	2628	1789	2	2							9
12:00	13:00	3432	2302	7	6	2	1		1			23
13:00 a	14:00	4102	2727	1	1							10
14:00 a	15:00	4832	3234	12	5							8
15:00 a	16:00	5589	3694	5	4	1	1					11
16:00 a	17:00	6123	4064		2							6
17:00 a	18:00	6678	4426	5	3							6
18:00 a	19:00	7344	4820	4		1	1					5
19:00	20:00	8111	5305		1		1					4
<b>TOTALES</b>												

Los resultados de los dos aforos fueron similares y permite conocer el comportamiento de los flujos vehiculares durante el tiempo de estudio. La mayoría de los vehículos corresponden con automóviles pequeños y camionetas/vans/pick ups con un total por día de 18176 automóviles pequeños y 12174 en camionetas/vans/pick ups. En menor proporción se registraron autobuses ó camiones. El flujo vehicular de las 6 a las 7 de la mañana es el menor registrado en el día con un promedio de 1287 vehículos en total. A partir de las 8 de la mañana el tráfico fue relativamente constante superando el total de treinta mil vehículos por cada 15 horas al día. En la Figura 16, se muestra el flujo promedio por hora para identificar los horarios con mayor flujo vehicular en la calle de estudio.



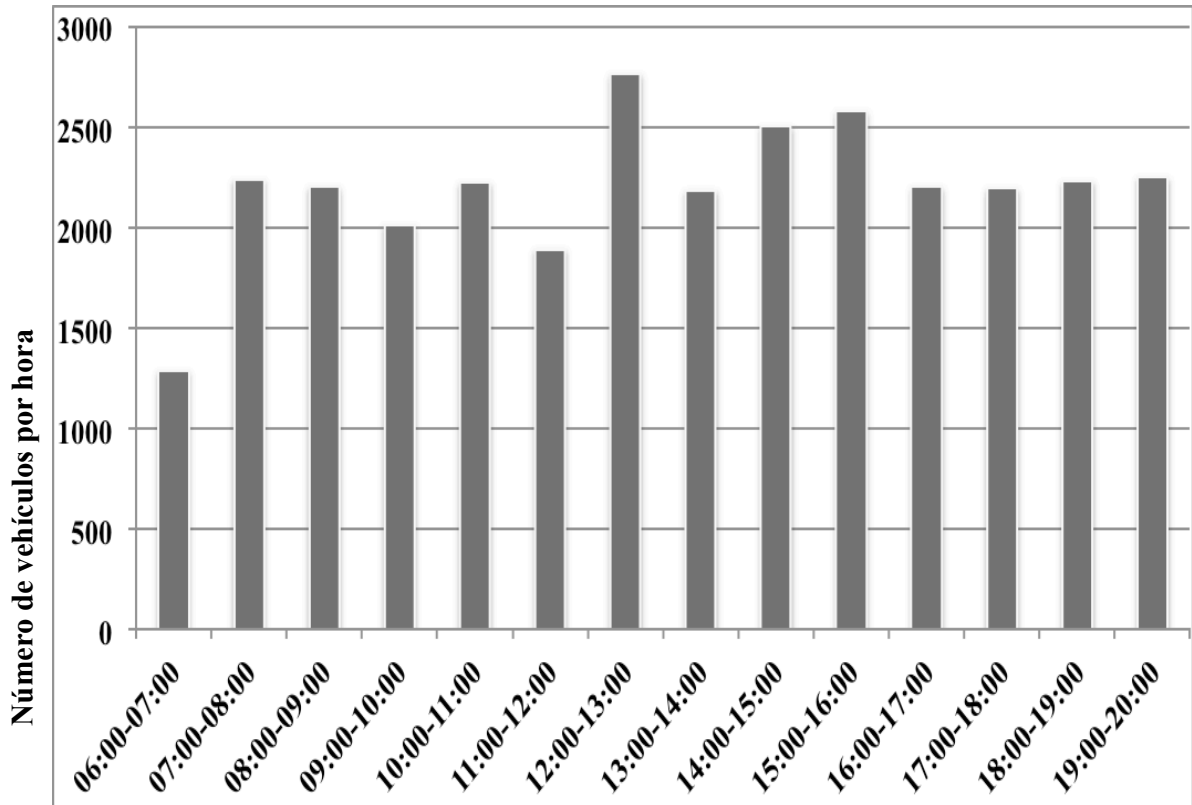


Figura 17. Flujo vehicular por hora (Resultados del aforo en este trabajo).

#### 5.2.2. Geoquímica de elementos traza analizados en polvo de calles.

Los resultados de los análisis químicos de elementos mayores y menores en polvos de calle se presentan en las Tablas 6 y 7. El análisis de elementos mayores muestra desviaciones típicas con valores bajos, indicando que las muestras analizadas son relativamente homogéneas. Los polvos de calles de la zona de estudio tienen valores dominantes de  $\text{SiO}_2$  y  $\text{Al}_2\text{O}_3$  y proporciones similares de  $\text{Na}_2\text{O}$  y  $\text{K}_2\text{O}$  lo que indica un dominio de aluminosilicatos, principalmente micas y arcillas.

**Tabla 6.** Geoquímica de elementos mayores y menores en muestras de polvo de calles. Concentraciones en wt%.

<b>Variable</b>	<b>n</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Media</b>	<b>Desviación típica</b>
<b>SiO<sub>2</sub></b>	9	61.90	64.50	62.72	0.77
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	9	11.60	12.15	11.84	0.24
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	9	5.72	7.49	6.67	0.50
<b>CaO</b>	9	4.00	5.36	4.60	0.53
<b>MgO</b>	9	0.88	1.05	0.97	0.06
<b>Na<sub>2</sub>O</b>	9	2.61	2.76	2.67	0.06
<b>K<sub>2</sub>O</b>	9	2.69	2.93	2.80	0.08
<b>Cr<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	9	0.01	0.02	0.02	0.01
<b>TiO<sub>2</sub></b>	9	0.83	1.19	0.96	0.12
<b>MnO</b>	9	0.07	0.09	0.08	0.01
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	9	0.14	0.21	0.17	0.02
<b>SrO</b>	9	0.04	0.05	0.04	0.01
<b>BaO</b>	9	0.09	0.09	0.09	0.00

La tabla 7 presenta los datos que corresponden con la geoquímica de elementos traza. En comparación con datos del fondo geoquímico local los valores de algunos metales como Cu, Pb, Zn y Cr están por encima de los valores del fondo geoquímico.

**Tabla 7.** Geoquímica de elementos traza (mg/Kg) de muestras de polvo colectadas en la calle frente al edificio ERNO.

Variable	n	Mínimo	Máximo	Media	Desviación típica	Fondo geoquímico
Ba	9	755.00	821.00	798.56	22.30	766.3
Ce	9	95.30	128.50	112.03	10.23	88.6
Cr	9	110.00	150.00	130.00	12.25	65.7
Cs	9	3.82	4.57	4.05	0.25	6.6
Dy	9	4.41	6.35	5.35	0.59	4.5
Er	9	2.75	3.78	3.25	0.34	2.6
Eu	9	1.21	1.66	1.41	0.15	1.4
Gd	9	5.16	6.89	6.08	0.60	5.4
Hf	9	20.00	31.50	26.60	3.31	10.5
Ho	9	0.93	1.33	1.13	0.12	0.9
La	9	48.10	65.50	57.90	5.29	47.3
Lu	9	0.55	0.72	0.62	0.07	0.43
Nb	9	18.80	26.90	22.38	2.89	18.6
Nd	9	37.00	48.70	42.32	3.81	35.3
Pr	9	10.70	14.10	12.46	1.08	10.2
Rb	9	103.50	114.00	110.67	3.02	131.7
Sm	9	6.58	8.53	7.41	0.64	6.3
Sn	9	6.00	18.00	11.00	4.42	2.4
Sr	9	331.00	395.00	362.33	19.47	342.1
Ta	9	1.50	2.40	1.90	0.27	1.5
Tb	9	0.76	1.08	0.92	0.10	0.81
Th	9	22.90	42.20	35.07	5.69	21.4
Tm	9	0.46	0.62	0.53	0.06	0.41
U	9	6.28	10.25	8.15	1.29	4.6
V	9	120.00	166.00	143.22	15.68	96.1
W	9	3.00	5.00	4.33	0.87	3.3
Y	9	28.60	40.10	34.06	3.47	27
Yb	9	3.13	4.23	3.62	0.41	2.7
Zr	9	779.00	1150.00	1011.56	113.51	383.4
Ag	9	0.25	2.50	0.87	0.90	0.5
As	9	10.00	17.00	13.22	2.59	11.6
Cd	9	0.25	0.60	0.38	0.16	0.5
Co	9	9.00	11.00	9.56	0.73	10.4

Variable	n	Mínimo	Máximo	Media	Desviación típica	Fondo geoquímico
<b>Cu</b>	9	93.00	134.00	111.89	15.31	16.9
<b>Li</b>	9	20.00	20.00	20.00	0.00	31.4
<b>Mo</b>	9	2.00	3.00	2.44	0.53	1
<b>Ni</b>	9	18.00	26.00	21.78	2.86	17
<b>Pb</b>	9	106.00	237.00	153.56	38.48	25
<b>Sc</b>	9	7.00	8.00	7.33	0.50	8.3
<b>Zn</b>	9	188.00	255.00	221.89	26.62	86.4

La Tabla 8 muestra los niveles de algunos metales en polvos de calle de varias ciudades del mundo. De acuerdo a esta tabla, Hermosillo tiene niveles de Cr y Pb en polvo de calle similar a ciudades como Nanjing y Hong Kong, ambas con más de tres millones de habitantes.

**Tabla 8.** Recopilación de datos geoquímicos en polvo de calle de varias ciudades del mundo; se incluye la información de este estudio para comparación. n.r. significa no reportado. n.d. significa no detectado.

Locality	Población	Cu	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	As	Fuente
<b>Nanjing, China</b>	3,624,000	137	n.r.	119	142	48.4	1.46	14.6	Hu <i>et al</i> (2011)
<b>Beijing, China</b>	11,510,000	42	n.r.	85.6	61	n.r.	1.2	n.r.	Tanner <i>et al</i> (2008)
<b>Tokat, Turquía</b>	127,988	29	63	30	149	65	3	n.r.	Tüzen (2003)
<b>Amman</b>	1,272,000	69-117	nd	n.d.	219-273	27-33	2.5-3.4	n.r.	Jiries <i>et al</i> (2008)
<b>Londres</b>	9,227,687	61-323	n.d.	n.d.	413-2,241	32-74	6,250	n.r.	Leharne <i>et al</i> (1992)
<b>Hong Kong</b>	6,733,600	110	3,840	124	120	28.6	n.d.	n.r.	Yeung <i>et al</i> (2003)
<b>Witbank, Sudáfrica</b>	108,673			5,250	2,264				Žibret <i>et al.</i> (2013)
<b>Hermosillo, Sonora</b>	641,791	93-134	188-255	110-150	106-237	18-26	0.25-0.6	10-17	Este trabajo

### 5.2.3. Factor de enriquecimiento en polvo de calles

La Figura 18 muestra los factores de enriquecimiento en las muestras de polvo en calle. Los resultados muestran que mucho de los elementos se encuentran dentro del rango geogénico y escasos en el rango intermedio. No se reporta ningún elemento con valores de FE excediendo 10, por lo tanto, según el factor de enriquecimiento, no se reportan elementos de afinidad antropogénica.

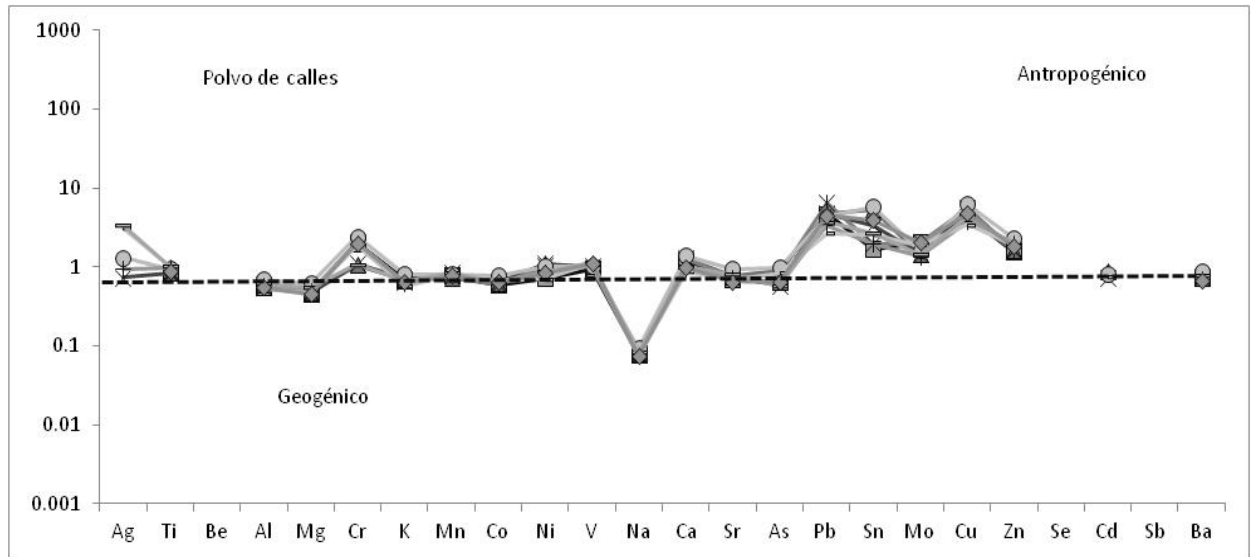


Figura 18. Factor de enriquecimiento de elementos traza en muestras de polvo de calles. La normalización es con respecto al fondo geoquímico local.

### 5.3. Partículas Suspendidas Totales (PST)

#### 5.3.1. Cuantificación y variación temporal

La Tabla 9 muestra los criterios de identificación para las etapas del muestreo durante el experimento de la distribución vertical.

Tabla 9. Criterios para identificación de períodos de muestreo en relación a estaciones del año.

Estación	Fecha	Fecha en filtros
<b>Verano 2012</b>	21 junio - 20 septiembre	13 agosto - 20 septiembre
<b>Otoño 2012</b>	21 septiembre - 20 diciembre	04 octubre - 17 diciembre
<b>Invierno 2012</b>	21 diciembre - 20 marzo	10 enero - 17 marzo
<b>Primavera 2013</b>	21 marzo - 20 junio	23 marzo - 15 junio
<b>Verano 2013</b>	21 junio - 20 septiembre	21 junio - 26 agosto

La Tabla 10 muestra solamente un ejemplo del peso de los filtros utilizados para colectar el PST. Las diferencias en peso más significativas ocurren a finales de primavera y principios de verano, lo que coincide con fechas previas y en las primeras etapas del monzón.

**Tabla 10.** Concentraciones de PST de diferentes estaciones del periodo de muestreo.

	Fecha	Muestra	PST	Peso inicial	Peso final	Peso Total
<b>Otoño 2012</b>	17-nov-12	1M16	192.803	2.753	3.051	<b>0.298</b>
	17-nov-12	2M16	156.734	2.748	3.018	<b>0.270</b>
<b>Invierno 2012</b>	16-ene-13	1M23	172.963	2.761	3.025	<b>0.265</b>
	16-ene-13	2M23	133.140	2.748	2.992	<b>0.245</b>
<b>Primavera</b>	04-abr-13	1M38	216.328	2.739	2.982	<b>0.243</b>
	04-abr-13	2M38	118.776	2.755	2.962	<b>0.208</b>
	04-may-13	1M40	289.428	2.761	3.199	<b>0.438</b>
	04-may-13	2M40	224.754	2.746	3.132	<b>0.386</b>
<b>Verano</b>	21-jun-13	1M47	186.091	2.735	3.038	<b>0.303</b>
	21-jun-13	2M47	142.606	2.745	3.009	<b>0.264</b>

La Figura 19 muestra espectros similares de concentraciones de PST en el año de muestreo, sin embargo existen variaciones en la concentración de PST a nivel del suelo y de techo. Se muestran las rosas de vientos estacionales (pre-monzón, durante monzón, posterior a monzón) y los meses correspondientes. En esta gráfica se aprecia que las mayores variaciones entre nivel peatonal y techo corresponden con el período previo al monzón y durante la fase temprana del monzón. Estos datos son importantes porque en esta época del año es cuando puede ocurrir una subestimación del riesgo a la salud por exposición a material particulado.

La concentración de PST registradas en los equipos del PEMCA se presentan en anexos (Anexo A)

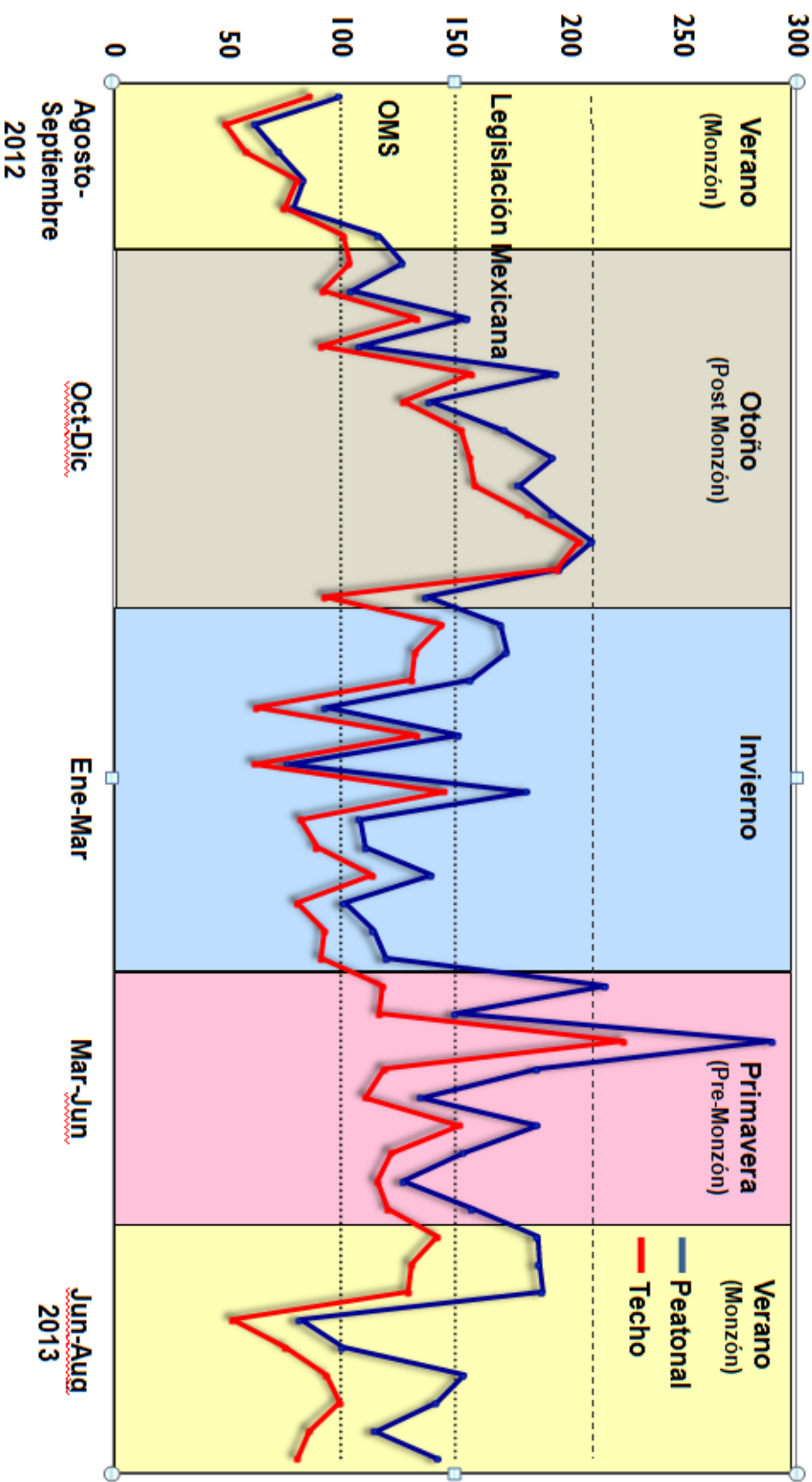


Figura 19. Evolución de las concentraciones de PST en el periodo del experimento. En azul se muestra PST al nivel de peatonal, y en rojo PST al nivel del techo.

### 5.3.2. Geoquímica de filtros

Las concentraciones elementales del PST recolectado en los filtros a nivel del suelo y techo se muestran en la Tabla 11. En esta tabla se muestran los valores máximos, mínimos, promedio, y desviación estándar. Las concentraciones elementales se expresan en  $\text{mg.kg}^{-1}$  para todos los elementos.

**Tabla 11.** Estadística descriptiva de elementos químicos analizados en filtros de colectores situados a nivel peatonal (suelo) y a nivel de techo del edificio en el sitio de muestreo (de acuerdo a normatividad). Las concentraciones son en  $\text{mg.kg}^{-1}$  para todos los elementos. LD: Límite de detección. SD: Desviación estándar.

		Suelo	Techo		Suelo	Techo
	Min-Max	0.1-0.3	0.06-0.15	Min-Max	3-9.1	1-6
<b>Be</b>	Promedio	0.2	0.09	<b>As</b>	Promedio	5.7
<b>LD:0.005</b>	SD	0.06	0.04	<b>LD:0.015</b>	SD	3
	Min-Max	2320-4284	1720.5-2883	Min-Max	0.8-2.4	0.8-2.6
<b>Mg</b>	Promedio	2909	2239	<b>Se</b>	Promedio	1.5
<b>LD:0.270</b>	SD	783.3	494	<b>DL:0.003</b>	SD	0.7
	Min-Max	4655-25206	0.7-11638	Min-Max	2.4-5	1.6-4.1
<b>Ca</b>	Promedio	14361	7040	<b>Mo</b>	Promedio	3.5
<b>LD:4.73</b>	SD	8936	4654	<b>LD:0.031</b>	SD	1.1
	Min-Max	131.1-378	181-384	Min-Max	0.2-0.8	0.2-0.4
<b>Cu</b>	Promedio	254	234	<b>Ag</b>	Promedio	0.4
<b>LD:0.012</b>	SD	96.7	85.5	<b>LD:0.002</b>	SD	0.2
	Min-Max	27-40	26.1-40.5	Min-Max	0.5-1.5	0.5-1.2
<b>V</b>	Promedio	33.4	29.6	<b>Cd</b>	Promedio	1.1
<b>LD:0.01</b>	SD	5	6.1	<b>LD:0.023</b>	SD	0.4
	Min-Max	4.9-13.2	1-9.5	Min-Max	6.9-13.1	4.1-11.2
<b>Cr</b>	Promedio	8.4	4.4	<b>Sn</b>	Promedio	9.5
<b>LD:0.018</b>	SD	4.2	5	<b>LD:0.017</b>	SD	2.2
	Min-Max	143.4-219	124-185	Min-Max	6.7-26	4.7-19
<b>Ti</b>	Promedio	187.4	149	<b>Sb</b>	Promedio	12.8
<b>LD:8.11</b>	SD	36.5	23	<b>LD:0.005</b>	SD	8.1
	Min-Max	5591-8389	4507-6515	Min-Max	17.5-33	12.8-33.3
<b>Fe</b>	Promedio	6742	5451	<b>Pb</b>	Promedio	23.3
<b>LD:0.16</b>	SD	1204	727	<b>LD:0.003</b>	SD	6.7
	Min-Max	3.6-5.7	3.3-4	Min-Max	9-12	7.3-10.2
<b>Co</b>	Promedio	4.4	3.7	<b>Ni</b>	Promedio	11
<b>LD:0.001</b>	SD	0.8	0.3	<b>LD:0.052</b>	SD	1.1



### 5.3.3. Factor de enriquecimiento en filtros

La Figura 20a-b muestra los factores de enriquecimiento de algunos elementos de los filtros con PST recolectados a nivel del suelo y del techo, respectivamente. Los resultados muestran que el Ti y Na son los únicos elementos de naturaleza geogénica en el PST recolectados a nivel de suelo y techo. De lo contrario, elementos con influencia claramente antropogénica en ambos niveles son Sn, Mo, Cu y Cd. Cabe mencionar que el factor de enriquecimiento se mantuvo relativamente constante para cada elemento en las diferentes estaciones del año en que se realizó el experimento.

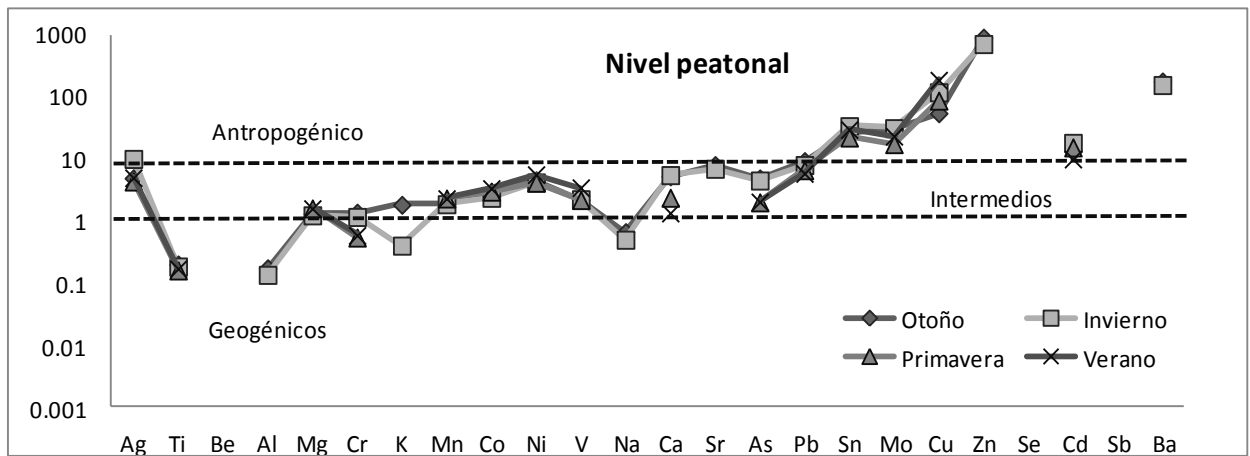


Figura 20a. Factor de enriquecimiento de elementos traza en filtros de aire del colector situado a nivel de suelo (exposición peatonal), correspondientes con las distintas estaciones de muestreo. Normalización es con respecto al fondo geoquímico local. Fall: Otoño, Winter: Invierno, Spring: Primavera y Summer: Verano.

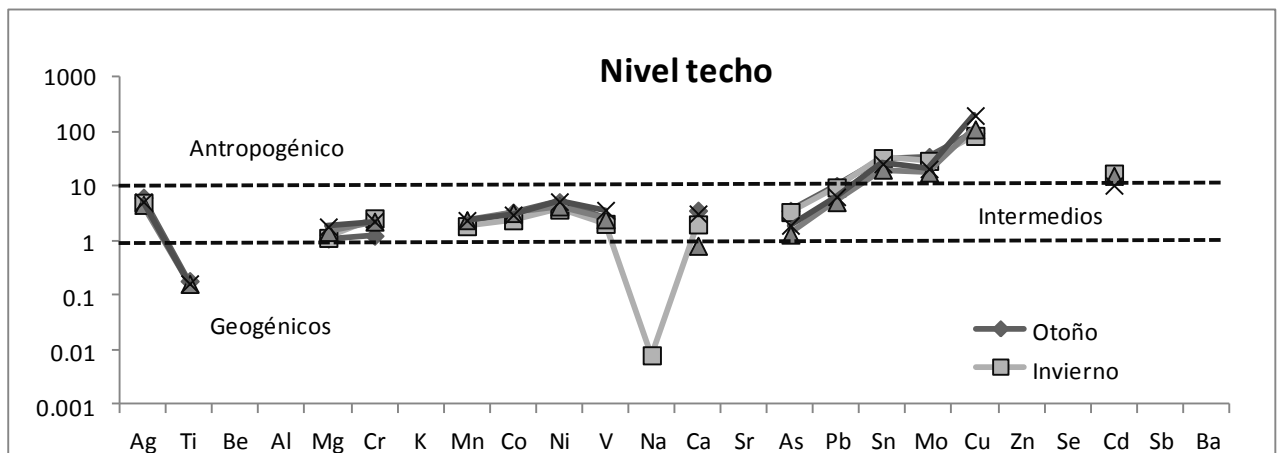


Figura 20b. Factor de enriquecimiento de elementos traza en filtros de aire del colector situado a nivel del techo del edificio en el sitio de muestreo (exposición de acuerdo a normatividad para PST), correspondientes con las distintas estaciones de muestreo. Normalización es con respecto al fondo geoquímico local. Fall: Otoño, Winter: Invierno, Spring: Primavera y Summer: Verano.

#### 5.3.4. Mineralogía determinada por Difracción de Rayos X

Las fases cristalinas mayoritarias identificadas en polvos de calle son principalmente cuarzo ( $\text{SiO}_2$ ), plagioclasas (Anortita-Albita), calcita ( $\text{CaCO}_3$ ) y micas (principalmente moscovita). No obstante, se observan diferencias en las fases menores. Estas diferencias se pueden percibir en la presencia y ausencia de ciertos picos de los espectros. Se realizó una búsqueda de los picos no identificados basándose en bases de datos mineralogía (i.e. mindat.com). Los posibles minerales que mejor correlaciona con los picos, según su orden de importancia se muestran a continuación:

-Lanthanita-(Ce), Carbonato de tierras raras  $(\text{Ce,La})_2(\text{CO}_3)_3 \cdot 8(\text{H}_2\text{O})$  (Mineral de alteración de ciertos minerales de tierras raras).

-Rollandita,  $\text{Cu}_3(\text{AsO}_4)_2 \cdot 4(\text{H}_2\text{O})$  (Mineral secundario, asociado a depósitos de cobre).

Prewittita,  $\text{KPb}_{1.5}\text{ZnCu}_6\text{O}_2(\text{SeO}_3)_2\text{Cl}_{10}$ .

Arsenuranylite,  $\text{Ca}(\text{UO}_2)_4(\text{AsO}_4)_2(\text{OH})_4 \cdot 6(\text{H}_2\text{O})$ .

Debido a la naturaleza de los polvos de la calle, las muestras presentan alta heterogeneidad, por lo cual, podría detectarse ciertos componentes orgánicos, como por ejemplo, derivados del asfalto. Se realizó una búsqueda exploratoria a modo experimental de compuestos orgánicos en las muestras de calles, corriendo el programa X-Powder. A pesar de tener baja cristalinidad, ciertos compuestos orgánicos complejos sí presentan cierta organización molecular. Entre muchos posibles componentes, se detectaron algún posible ejemplo de compuestos que se utilizan como aditivo en lubricantes y neumáticos para mejorar la durabilidad y la resistencia térmica (trimetil de titanato).

#### 5.3.5. Resultados estadísticos

Los resultados se trataron con el programa XLSTAT. La Tabla 11 muestra los valores máximos, mínimos, promedios, y desviación estándar, para el particulado suspendido total a nivel del suelo y techo. Las Figuras 21 a la 29 muestran una comparación de los niveles de metales a nivel de suelo y techo. Las concentraciones de metales potencialmente tóxicos son más elevadas en el colector a nivel de suelo.

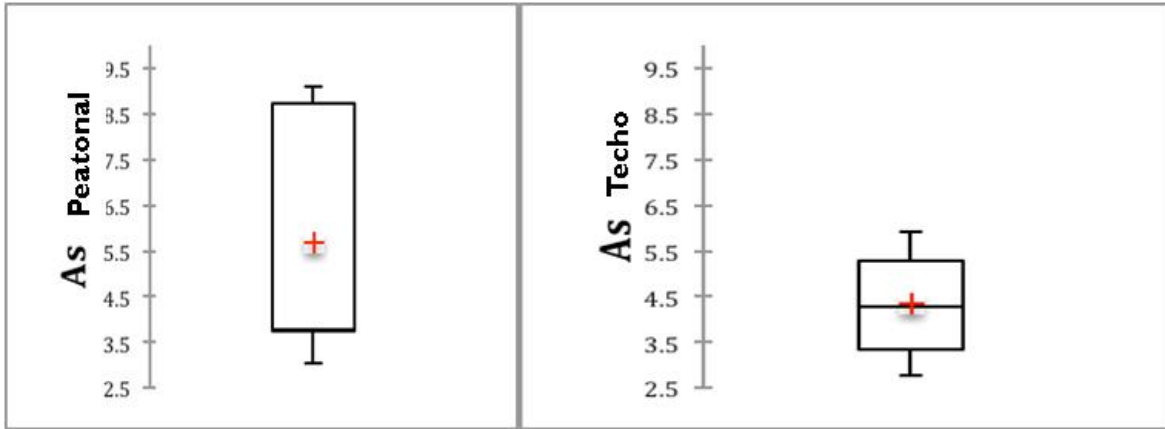


Figura 21. Diagramas de caja para arsénico en colectores a nivel peatonal y techo.

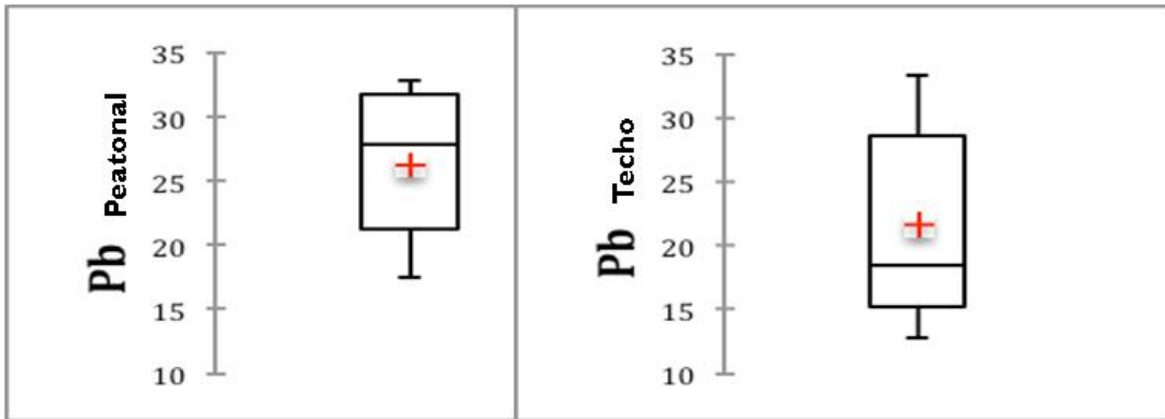


Figura 22. Diagramas de caja para plomo en colectores a nivel peatonal y techo.

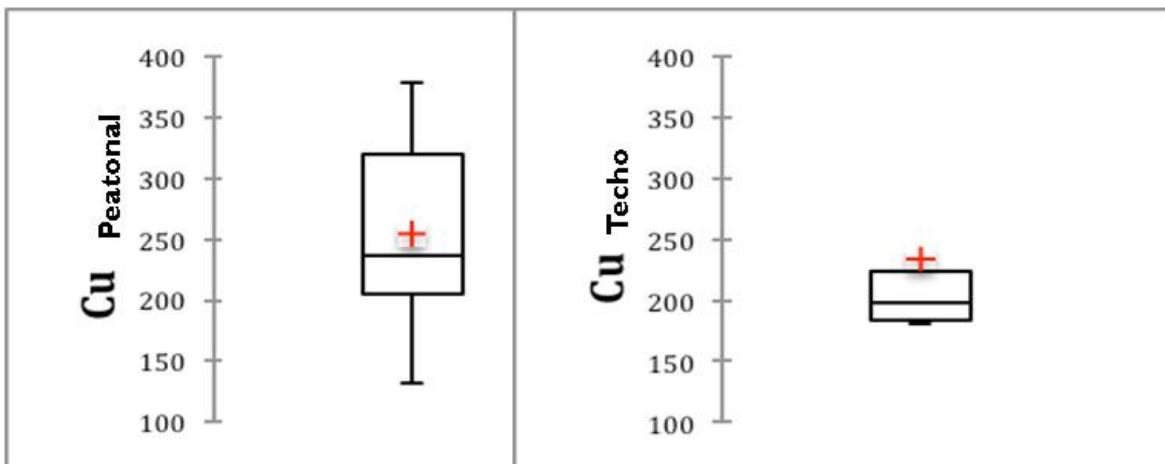


Figura 23. Diagramas de caja para cobre en colectores a nivel peatonal y techo.

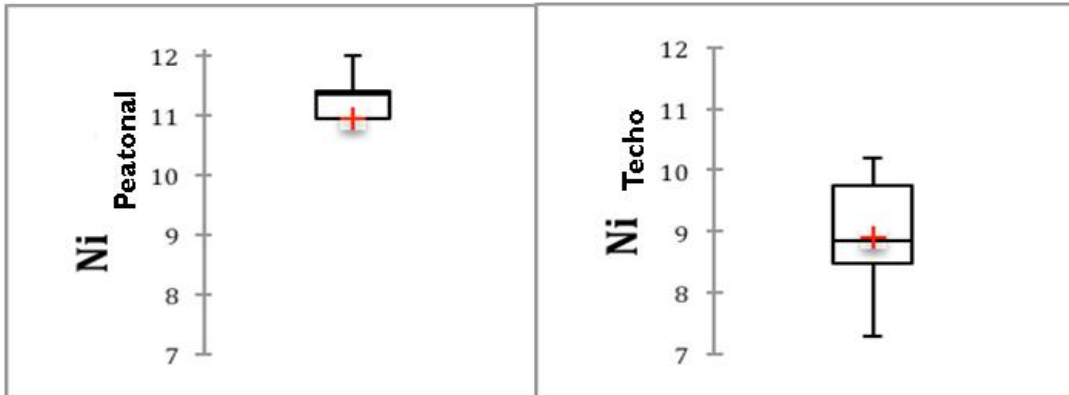


Figura 24. Diagramas de caja para níquel en colectores a nivel peatonal y techo.

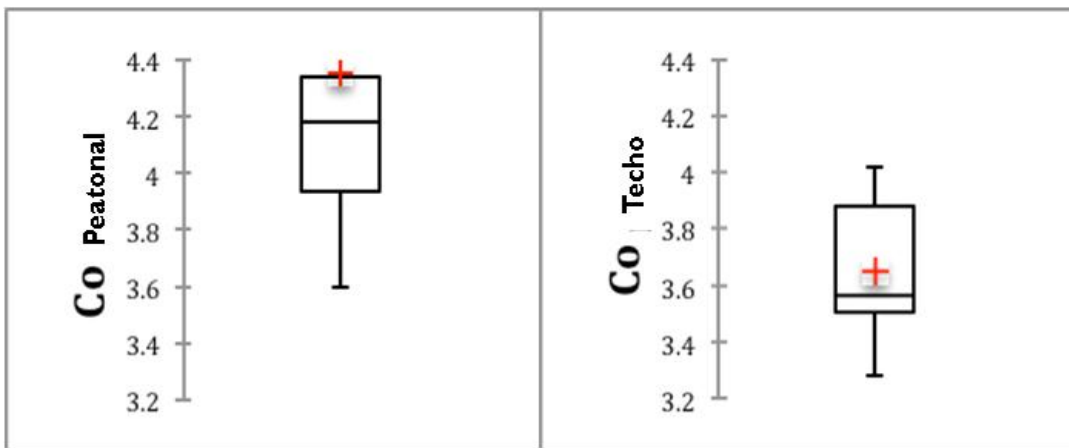


Figura 25. Diagramas de caja para cobalto en colectores a nivel peatonal y techo.

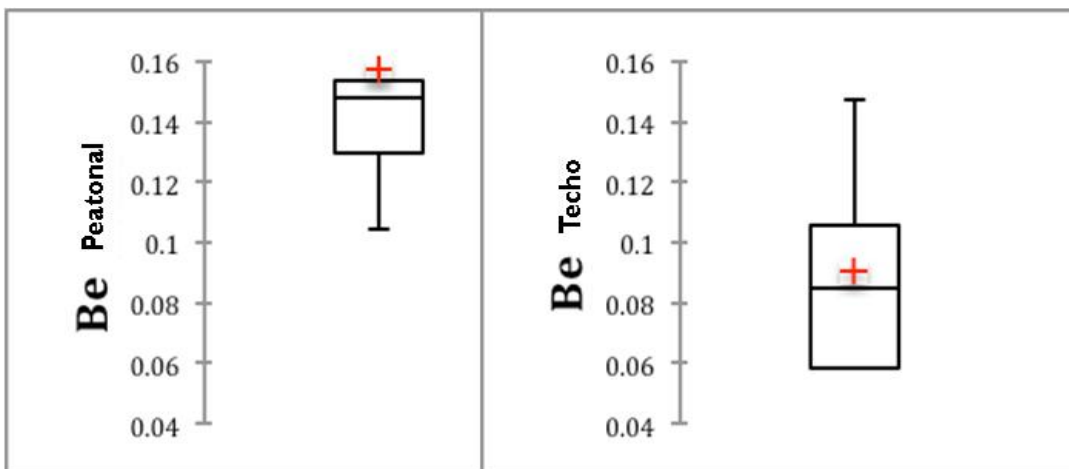


Figura 26. Diagramas de caja para berilio en colectores a nivel peatonal y techo.

Las Tablas 12 y 13 muestran las matrices de correlación de Pearson para metales detectados en colectores a nivel peatonal (Tabla 12) y a nivel del techo (Tabla 13). A nivel peatonal, las correlaciones más importantes son: Be-Mg, Mn-Be, Mn-Mg, Co-Mg, As-Ca-Cr, Mo-Cr, Mo-As, Sb-As, Sb-Mo. Las correlaciones más importantes de metales a nivel del techo son: Ni-Ca, Fe-Ti, Cr-Sb-Pb, Mo-Ag-Sn-Sb.

**Tabla 12.** Matriz de correlación de Pearson para datos geoquímicos de filtros de colectores de alto volumen situado a nivel de techo

	Be	Mg	Ca	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	As	Se	Mo	Ag	Cd	Sn	Sb	Pb	
Be	1																			
Mg	<b>0.930</b>	1																		
Ca	0.253	0.051	1																	
Ti	0.606	0.478	0.892	1																
V	0.052	0.392	-0.164	0.086	1															
Cr	-0.045	-0.255	<b>0.933</b>	0.724	-0.252	1														
Mn	<b>0.945</b>	<b>0.99</b>	0.101	0.515	0.358	-0.214	1													
Fe	0.888	0.832	0.585	0.855	0.207	0.280	0.861	1												
Co	0.894	<b>0.962</b>	0.054	0.497	0.400	-0.188	<b>0.950</b>	0.771	1											
Ni	0.487	0.668	0.328	0.640	0.794	0.165	0.656	0.677	0.718	1										
Cu	-0.503	-0.208	-0.347	-0.402	0.660	-0.348	-0.226	-0.310	-0.324	0.144	1									
As	-0.052	-0.267	<b>0.945</b>	0.717	-0.272	<b>0.994</b>	-0.221	0.289	-0.228	0.129	-0.305	1								
Se	0.152	0.492	-0.656	-0.328	0.804	-0.768	0.444	0.034	0.471	0.468	0.559	-0.785	1							
Mo	-0.264	-0.411	0.863	0.576	-0.143	<b>0.933</b>	-0.369	0.143	-0.408	0.100	-0.018	<b>0.954</b>	-0.694	1						
Ag	-0.040	-0.056	0.730	0.576	0.216	0.618	-0.012	0.405	-0.185	0.335	0.358	0.677	-0.279	0.799	1					
Cd	-0.147	-0.405	0.358	0.029	-0.716	0.328	-0.348	-0.046	-0.573	-0.643	-0.120	0.411	-0.718	0.444	0.416	1				
Sn	-0.434	-0.519	0.638	0.293	-0.096	0.679	-0.475	-0.021	-0.617	-0.083	0.324	0.739	-0.549	0.892	0.876	0.622	1			
Sb	-0.165	-0.303	0.872	0.607	-0.108	0.869	-0.253	0.259	-0.360	0.125	0.059	<b>0.911</b>	-0.637	<b>0.973</b>	<b>0.902</b>	0.535	<b>0.933</b>	1		
Pb	0.450	0.204	<b>0.955</b>	<b>0.922</b>	-0.281	0.867	0.251	0.670	0.235	0.310	-0.593	0.864	-0.663	0.700	0.519	0.296	0.402	0.697	1	

Tabla 13. Matriz de correlación de Pearson para datos geoquímicos de filtros de colectores de alto volumen situado a nivel de techo

	Be	Mg	Ca	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	As	Se	Mo	Ag	Cd	Sn	Sb	Pb	
Be	1																			
Mg	0.602	1																		
Ca	0.424	0.199	1																	
Ti	0.105	0.036	0.341	1																
V	0.857	0.698	0.492	0.085	1															
Cr	0.225	0.719	0.608	0.662	-0.35	1														
Mn	0.026	0.742	0.440	0.184	0.174	0.488	1													
Fe	0.153	0.320	0.023	<b>0.904</b>	0.005	0.290	0.547	1												
Co	0.545	0.189	0.228	0.096	0.147	0.101	0.731	0.257	1											
Ni	0.587	0.017	<b>0.960</b>	0.167	0.701	0.364	0.357	0.076	0.252	1										
Cu	0.890	0.670	0.372	0.264	<b>0.962</b>	0.472	0.046	0.170	0.337	0.607	1									
As	0.245	0.540	0.789	0.548	0.017	0.862	0.684	0.165	0.520	0.632	0.033	1								
Se	0.626	0.887	0.091	0.428	0.812	0.827	0.469	0.137	0.045	0.182	0.847	0.550	1							
Mo	0.031	0.482	0.722	0.798	0.102	<b>0.953</b>	0.354	0.467	0.116	0.514	0.255	0.894	0.643	1						
Ag	0.007	0.212	0.587	<b>0.918</b>	0.044	0.814	0.051	0.716	0.217	0.398	0.266	0.654	0.494	<b>0.915</b>	1					
Cd	0.043	0.738	0.255	0.285	0.447	0.679	0.814	0.034	0.707	0.076	0.354	0.772	0.736	0.573	0.250	1				
Sn	0.302	0.332	0.703	0.802	0.041	0.842	0.397	0.507	0.379	0.537	0.060	<b>0.933</b>	0.504	<b>0.942</b>	0.821	0.656	1			
Sb	0.078	0.489	0.558	0.868	0.256	<b>0.946</b>	0.263	0.577	0.059	0.324	0.407	0.822	0.726	<b>0.977</b>	<b>0.927</b>	0.591	<b>0.91</b>	1		
Pb	0.074	0.362	0.655	0.890	0.081	<b>0.905</b>	0.216	0.612	0.070	0.452	0.247	0.838	0.594	<b>0.985</b>	<b>0.954</b>	0.511	<b>0.94</b>	<b>0.984</b>	1	

5.3.5.1. Análisis de Componentes Principales.

En particular los diagramas con los componentes 1 y 2 describen la mayor cantidad de varianza de los datos. La Figura 27 muestra la representación de la varianza en los CP1 y CP2 para las muestras de filtros analizados del suelo y techo respectivamente. Los resultados indican comportamientos estadísticos distintos de los espectros químicos de datos de los filtros que corresponden al colector del suelo y al del techo.

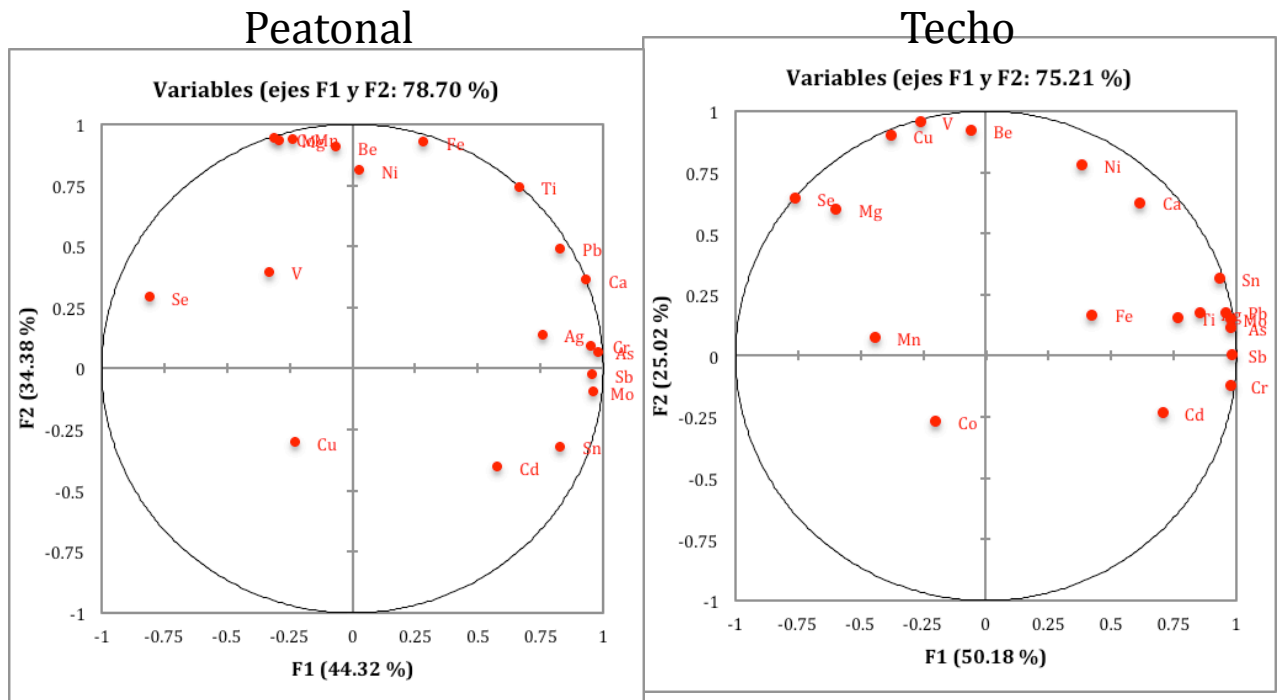


Figura 27. Análisis de componentes principales de filtros a nivel peatonal y a nivel de techo.

Sin embargo, el análisis de imágenes obtenidas por EDS de los filtros correspondientes a los colectores de nivel peatonal y techo muestran que los espectros son muy similares (Figura 28). Esto significa que la distribución mineralógica de filtros en ambos tipos de colectores es similar, sin embargo la composición no.

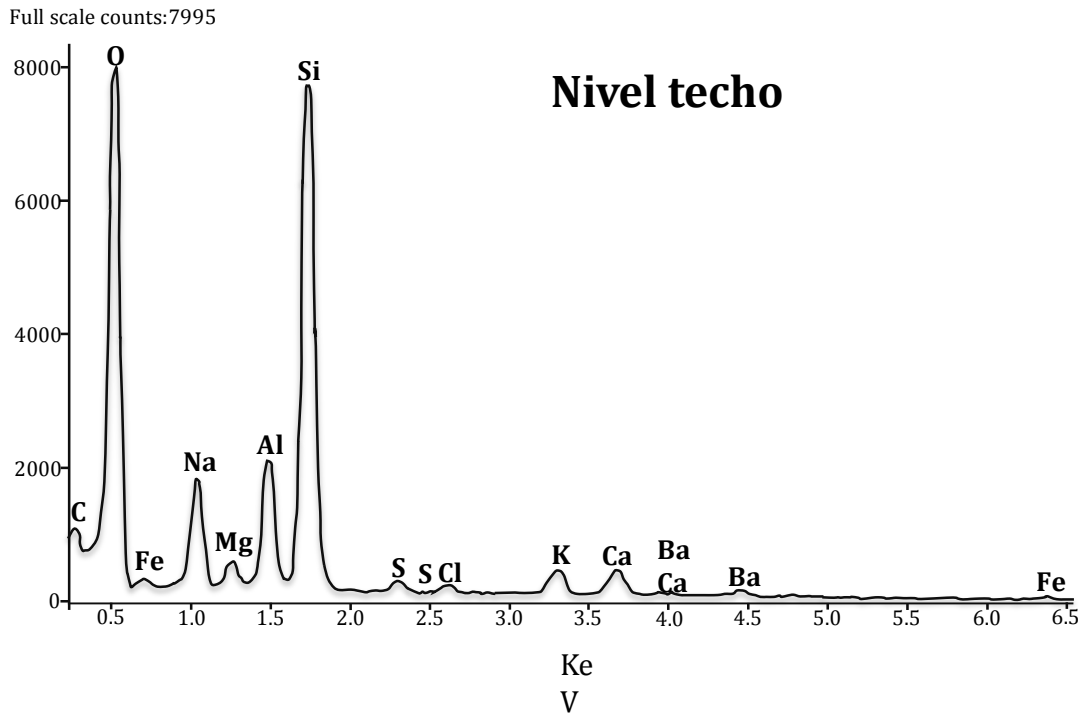
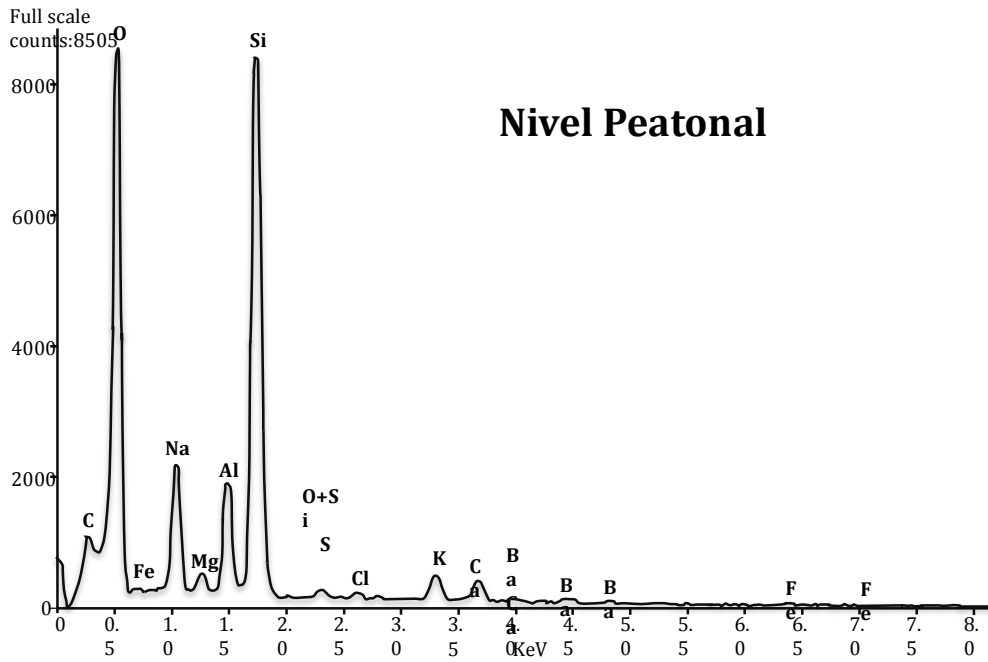


Figura 28. Imágenes obtenidas del EDS de filtros de PST a nivel peatonal y techo.



El análisis de material particulado por imágenes muestra una diferencia significativa en la distribución del tamaño de partícula. Por ejemplo en la Figura 29, que corresponde con el colector a nivel peatonal se observa una distribución de material particulado con un porcentaje mayor en el rango de 20 a 50  $\mu\text{m}$  ( 42%) seguido del rango de 10 a 20  $\mu\text{m}$  en un 22% del total. El porcentaje de material particulado en el rango de 5 a 10  $\mu\text{m}$  es de 12% y de 8% en el rango de 2.5 a 5  $\mu\text{m}$ . Esto indica que gran parte del particulado fino aparece como agregados en la superficie de material particulado grueso. Por lo que en principio podría parecer particulado grueso, en realidad corresponden con agregados minerales de particulado fino. Esto podría ser la explicación a las firmas geoquímicas tan distintas en el PST de nivel peatonal cuando se compara con el PST del techo.

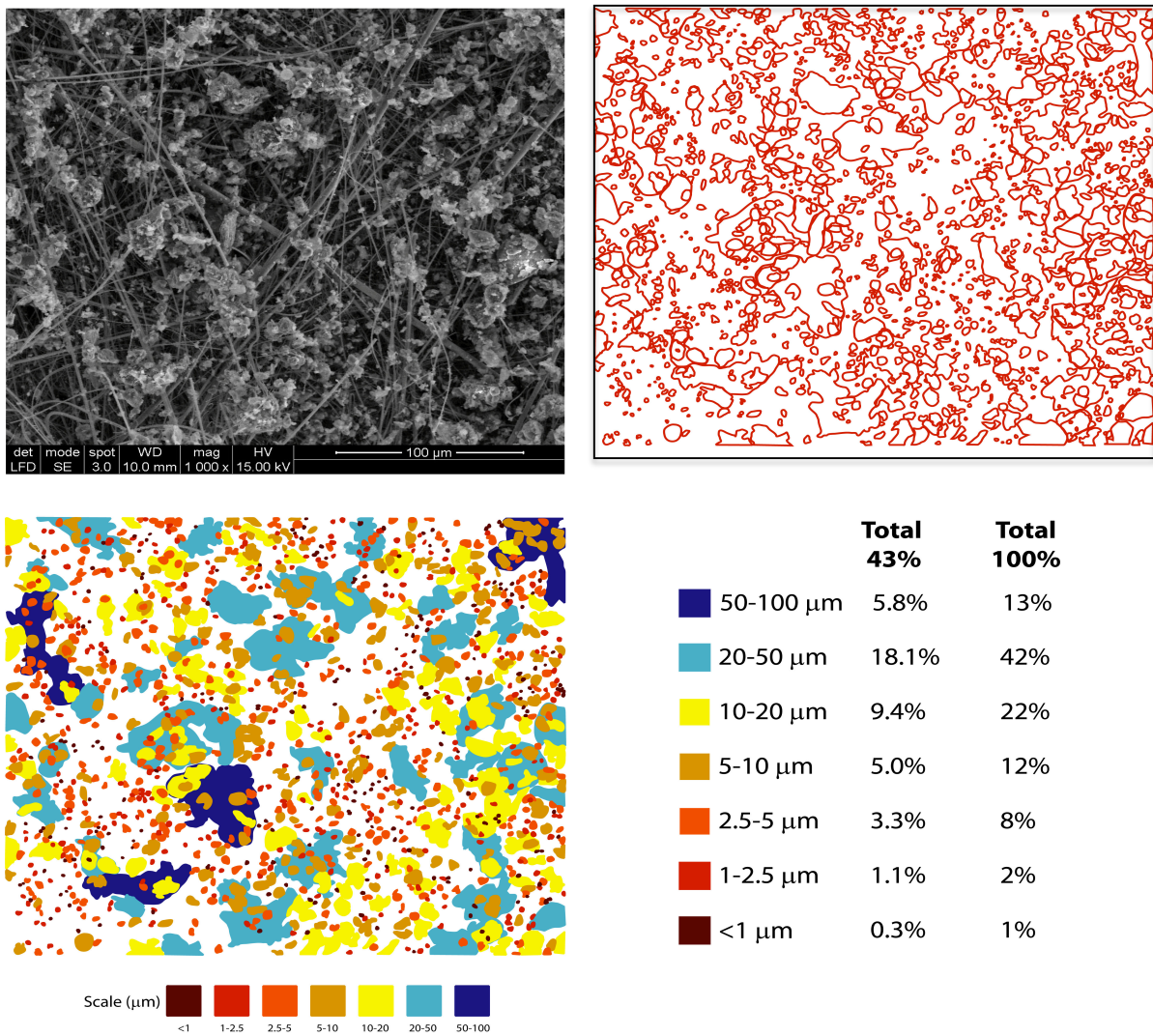
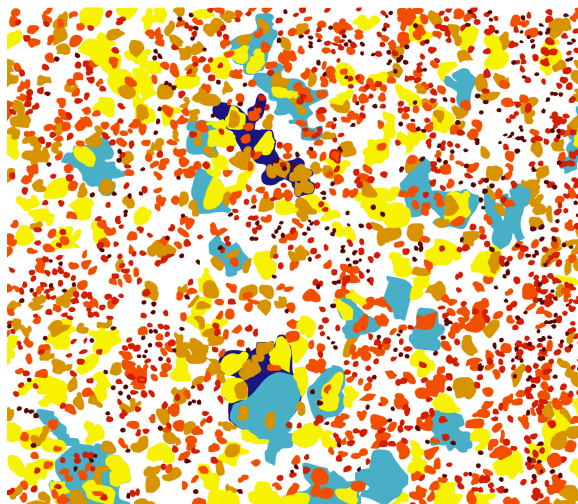
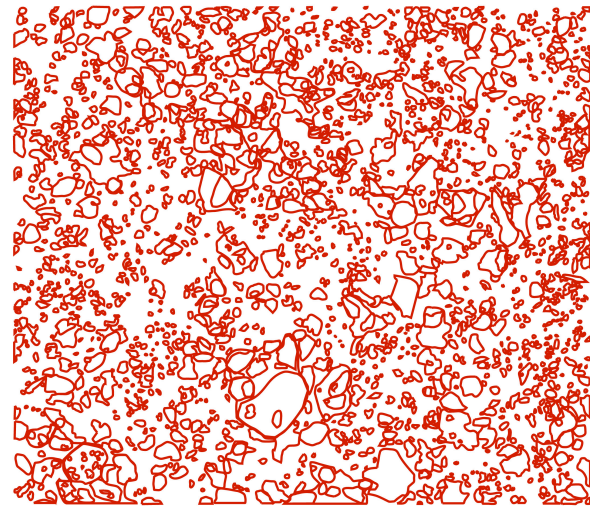
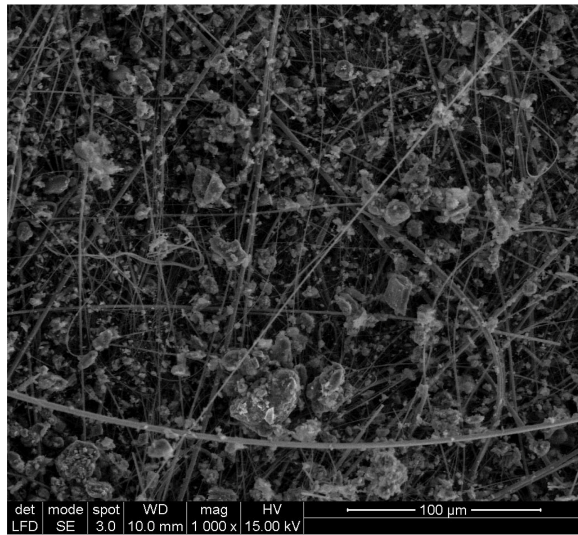


Figura 29. Análisis de imagen de filtro y conteo de partículas del colector situado a nivel peatonal.

El PST del techo muestra un comportamiento distinto con una distribución muy similar en el material particulado en el rango de 20-50  $\mu\text{m}$  (27%) y 10-20  $\mu\text{m}$  (26%) lo que es la principal diferencia con la distribución de PST detectada en el colector a nivel peatonal. La cantidad de material particulado entre 2.5 y 10  $\mu\text{m}$  es mayor a nivel de techo en comparación con el colector a nivel peatonal.



	<b>Total 37%</b>	<b>Total 100%</b>
■ 50-100 $\mu\text{m}$	3.1%	8%
■ 20-50 $\mu\text{m}$	9.9%	27%
■ 10-20 $\mu\text{m}$	9.4%	26%
■ 5-10 $\mu\text{m}$	6.0%	16%
■ 2.5-5 $\mu\text{m}$	6.0%	16%
■ 1-2.5 $\mu\text{m}$	2.2%	6%
■ <1 $\mu\text{m}$	0.4%	1%

**Figura 30.** Análisis de imagen de filtro y conteo de partículas del colector situado a nivel de techo.

## 6. DISCUSIÓN

### 6.1. Factores climáticos y concentraciones de PST

La variación de la temperatura promedio en el periodo en que se realizó en el presente estudio oscila entre los 8 hasta los 35°C, y está en acuerdo con el patrón de temperatura para las diferentes periodos estacionales en ambiente árido-semiárido. Sin embargo, la humedad relativa del entre los 20 hasta el 75% y no muestra un patrón particular que se pueda asociar a los periodos estacionales, o a la variación de la temperatura. La variación de la humedad es un factor importante porque determinará la capacidad de resuspensión e incorporación del particulado hacia la atmósfera. Por otro lado, los datos meteorológicos sugieren que al incrementar la temperatura después del invierno del 2012, desde mediados del mes de marzo hasta la época de lluvia monzónica en la región (julio-agosto), se experimentó un incremento en la velocidad de los vientos que exceden mayormente los 10 km/h, a diferencia de las velocidades de los vientos desde agosto del 2012 hasta mediados de marzo, donde la velocidad promedio en la mayoría de los casos fue de 5 km/h.

En general, se puede decir que la variación de las concentraciones de PST obtenidas en el periodo de estudio, tanto para filtros a nivel del suelo y del techo, muestran un espectro muy similar. Sin embargo es notable el incremento en la concentración de PST de los filtros recolectados al nivel del suelo, cuando se comparan con aquellas registradas en el techo (Fig. 17). También, se puede apreciar que se correlacionan las concentraciones de PST con ciertos parámetros de meteorología. Las mayores concentraciones de PST más importante que se registró inicia después del 23 de marzo y termina después del 10 de mayo del 2013; en este periodo de tiempo se puede correlacionar con bajo porcentaje de humedad en el ambiente, y altas velocidades de los vientos (~18 km/h). El segundo evento más importante de altas concentraciones de PST registradas ocurre en el periodo que comprende desde el 25 de octubre hasta mediados de diciembre del 2012; las condiciones de clima corresponden con bajas velocidades de viento (promedio ~4 km/h), y entre 35 al 40% de humedad. El tercer evento con concentraciones altas de PST ocurre entre el periodo corto de tiempo que comprende desde mediados de junio a inicios de julio del 2013; este periodo se puede correlacionar con velocidades relativamente altas (~10 km/h) y bajos porcentajes de humedad en el ambiente.

En las estaciones de verano del 2012 y del 2013 se notaron bajas concentraciones de PST, las cuales se pueden correlacionar con velocidades de viento relativamente bajas (~6 km/h) y porcentajes de humedad

altos (entre el 50 y 70%). También cabe mencionar que durante el invierno del 2012 se registró una variación de concentraciones de PST en patrón de Zig-Zag, desde 60 hasta 170  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Fig. 17); las velocidades de viento registradas durante esa época son también variables, las cuales oscilan desde los 2 hasta los 8 km/h, con humedad relativamente intermedia (30-40%).

Los datos de PST obtenidos durante este experimento permiten ver la relación con las variaciones importantes de factores climáticos de la región, como lo son las velocidades de los vientos, humedad, y temperatura. Entre estas, la velocidad y la humedad parecen jugar un papel importante para la generación de altas concentraciones de PST en el ambiente durante la segunda parte del otoño del 2012, la primer parte de primavera del 2013, y los inicios del verano del 2013.

Las variaciones de las concentraciones de PST que se registran durante el invierno del 2012, se correlacionan con variaciones de velocidad del viento. Sin embargo, parece jugar un papel importante el decrecimiento de la temperatura, donde posiblemente ocurra el fenómeno de la inversión térmica, donde la columna de aire inmediata a la superficie se contrae e incrementa el material particulado.

## **6.2. Concentración de metales en nivel de suelo y techo**

Las Tablas 7 y 11 muestran las concentraciones de los elementos traza en muestras de calles y PST al nivel del suelo y techo, respectivamente. La tendencia general que muestran los datos es el de registrarse altas más concentraciones elementales en muestras de polvo de calle, una disminución de concentraciones de PST del nivel del suelo, y finalmente una disminución más notable en el PST al nivel del techo. La Figura 20 muestra el comportamiento de decrecer las concentraciones elementales al nivel del suelo y techo. Por ejemplo, el rango de concentraciones en PST que presenta el antimonio al nivel del suelo es más grande que el PST del techo. El rango de las concentraciones de cobre en nivel del suelo es mucho más amplio que aquel para el PST en techo; el promedio aritmético es incluso mayor en nivel del suelo que en el techo. Por lo tanto, es razonable tener un incremento de concentraciones elementales en muestras de polvo de calle, los cuales se resuspenderán debido al alto flujo vehicular (Fig. 16) y se reincorporaran en la columna de aire como es registrado en altura de 1 m hasta los 7 m (Fig. 11). En general, se sabe que los elementos tales como Sb, Cu, Ni, Pb y Cr, son elementos que se les asocia a desgaste vehicular (Pant y Harrison, 2013), y pueden ser considerados como marcadores de tráfico vehicular.

La Tabla 10 muestra los rangos, promedios y desviación estándar de las concentraciones de elementos en los filtros de PST colectados a nivel del suelo y techo. Al igual que las concentraciones de PST, las concentraciones elementales muestran también una similitud entre filtros colectados al nivel del suelo y techo (Figs. 18a-b). En los espectros estacionales de PST registrados al nivel del suelo se distinguen bajas concentraciones de elementos tales como son Ti, Al, K y Na. Estos elementos pueden ser en parte derivados de la litología representativa de los alrededores de Hermosillo, como el intrusivo de composición granodiorítica, que actúa básicamente como basamento en la región (Valencia-Moreno et al., 2001). En el diagrama del factor de enriquecimiento muestra que estos elementos están situados dentro del rango geogénico (Fig. 18b), lo cual confirma que son derivados de los suelos y rocas de los alrededores. Cabe mencionar que es razonable tener concentraciones bajas de estos elementos, pues mucho de los suelos hacia el norte y noroeste de la ciudad se generan en gran parte de este tipo de litología. Las concentraciones de estos elementos de carácter geogénico registrados en el PST recolectados en techo, disminuyen para el caso de Al y K, incluso las concentraciones están por debajo de límite de detección, a diferencia de Ti que mantiene las concentraciones relativamente similares, y solamente se reporta concentraciones de Na en invierno.

En el rango intermedio para PST recolectados en ambos niveles (suelo y techo) se encuentran los elementos Ag, Mg, Cr, Mn, Co, Ni, V, Ca, Sr, As y Pb. Sin embargo, los elementos que tienen valores de EF mayor o igual que 5 (i.e. Ni, Ca, Sr, As y Pb) para PST a nivel del suelo, indican que pueden tener fuente diferente a la cortical. A diferencia de los PST a nivel del techo, los únicos elementos cuyo EF es mayor o igual que 5 son Ni y Pb. Concentraciones de Ca y Sr se han reportado asociados al desgaste de neumáticos (Wahlin *et al.*, 2006; Apeagyei *et al.*, 2011). Concentraciones de Pb se registran asociado al desgaste de frenos en vehículos (Wahlin *et al.*, 2006; Song y Gao, 2011), al igual como concentraciones de Ni (Perez *et al.*, 2010; Duong y Lee, 2011). En las Figuras 18 y 19 se aprecia que el Cr, Mn, y Co, muestran valores de EF comprendidos entre 1 y 5. Esto sugiere que el componente cortical es más importante; sin embargo, concentraciones de Cr se han registrado estar asociado con desgaste de frenos (Wahlin *et al.*, 2006; Apeagyei *et al.*, 2011), al igual que concentraciones de Mn y Co se registran estar asociadas a desgaste de neumáticos (Wahlin *et al.*, 2006; Song y Gao, 2011).

Los elementos cuyos valores de EF exceden 10, son elementos que tienen clara afinidad antropogénica. Los elementos con afinidad antropogénica en el PST a nivel del suelo son Sn, Mo, Cu, Zn, Cd y Ba (Fig. 18a),

mientras que aquellos en el PST del techo son Sn, Mo, Cu, Cd (Fig. 19). Se ha documentado que los elementos Zn, Mo, Sn, Cu, Ba y Cd se asocian a desgaste de frenos de vehículos (Wahlin *et al.*, 2006; Tanner *et al.*, 2008; Fabretti *et al.*, 2009; Bukowiecki *et al.*, 2010; Perez *et al.*, 2010; Amato *et al.*, 2011). Por otro lado, Zn es el elemento más reportado que se asocia a desgaste de neumáticos (Adachi y Tainosho, 2004; Keuken *et al.*, 2010; Apeageyi *et al.*, 2011; Duong y Lee, 2011; Song y Gao, 2011; Harrison *et al.*, 2012). La diferencia contrastante entre los PST de nivel del suelo y del techo, es la presencia de valores de EF para Zn y Ba en nivel del suelo y la ausencia de estos mismos en el techo. Las altas concentraciones de Zn en compañía de los demás elementos de carácter antropogénico según los valores reportados de EF (Sn, Mo, Cu, Cd y Ba) sugieren una asociación con la actividad vehicular, como lo respalda los datos del aforo vehicular en el sitio donde se realizó el estudio (Fig. 16). Sin embargo, más estudios se deben de realizar para comprender la razón por la cual solamente el Zn y Ba no se registran en los PST a nivel del techo. Esto sugiere la posible variación composicional a la vertical, posiblemente relacionada a la actividad antropogénica que favorece la resuspensión del material particulado formando complejas corrientes dentro de la infraestructura urbana (i.e. actividad vehicular en la zona).

La Figura 19 muestra los valores de EF para muestras de polvo de calles. se puede apreciar un espectro ligeramente diferente de los que se reportan para el PST al nivel del suelo y techo (Figs. 18a-b). EF en los polvos de calle muestran un comportamiento geoquímico similar; sin embargo, es notable el decrecimiento en valores de EF. De acuerdo a la Figura 19, los valores de EF para Al, Mg, K, Mn y Na, están localizados dentro del rango geogénico. Estos elementos se pueden relacionar de igual forma con suelos derivados del basamento en la región de composición granodiorítica, como se discutió para el caso del PST al nivel del suelo. Los únicos elementos que se localizan dentro del rango intermedio son Cr, Pb, Sn y Cu. Los únicos elementos que igualan o exceden ligeramente el valor de EF de 5, son Pb, Sn y Cu. A diferencia de los valores de EF en el PST, los valores de EF de los polvos de las calles no muestran a ningún elemento dentro del rango antropogénico.

Las fases mineralógicas determinadas en los estudios de Difracción de Rayos X concuerdan con los resultados de los valores EF obtenidos en las muestras de calle y PST a los dos niveles del estudio. Primeramente, los principales minerales determinados (i.e. cuarzo, plagioclasas, micas, calcita) concuerdan también con la litología en la zona de estudio. Nuevamente se tiene evidencia a partir de la mineralogía, que el componente geogénico representado por los suelos derivados a partir de la litología más

representativa del área de estudio, son los que están aportando un componente importante a los polvos de calles.

Cabe mencionar que estudios preliminares en los filtros de PST, se ha determinado una mineralogía similar a la mencionada líneas arriba, lo cual, confirma el aporte geogénico en el PST registrado a las diferentes alturas del experimento.

### **6.3. Tamaños y porcentaje del material particulado**

Los análisis de imagen de microscopía de barrido electrónico en filtros recolectados durante el mismo día de muestreo, uno al nivel del suelo y el otro al nivel del techo indican cosas interesantes. Los análisis indican que el PST al nivel del suelo está conformado por partículas de  $PM_{50-100}=8\%$ ,  $PM_{10-50}=53\%$ ,  $PM_{5-10}=16\%$ ,  $<PM_5=22\%$ . Mientras que el PST al nivel del techo está constituido por partículas de  $PM_{50-100}=13\%$ ,  $PM_{10-50}=64\%$ ,  $PM_{5-10}=12\%$ ,  $<PM_5=10\%$ . Es importante resaltar que el PST al nivel del techo contiene menor porcentaje de particulado menores a las 10 micras de diámetro aerodinámico, si se comparan con el PST al nivel del suelo. Los rangos y el porcentaje promedio registrado en el material particulado con diámetros entre las 10 a 50 micras son bastante significativos para ambos niveles estudiados (rango= 49 a 64%, promedio= 55%). El porcentaje de esta fracción granulométrica es importante porque el estudio de microscopia revela que muchas de las partículas con diámetros menores a las 5 micras se encuentran adheridas a estas. Estas son las partículas inhalables que pueden tener una repercusión negativa en la salud, en caso que el material particulado sea biodisponible.

Los resultados revelan la necesidad de continuar con el monitoreo de PST, sobretodo en zonas áridas y semiáridas, ya que los resultados del estudio de microscopia y análisis de imagen muestran que las partículas menores a 10 micras se encuentran asociadas o adheridas a partículas de diámetro más grande. Esto implica que cuando se realice monitoreo de diámetros de partículas específicos (i.e.  $PM_{1}$ ,  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$ ), se subestime la concentración real de las partículas que se estén estudiando. Lo anterior resume la importancia de llevar a cabo monitoreo simultaneo de PST y de diámetros menores  $PM_1$  y  $PM_{2.5}$ .

#### **6.4. Normatividad**

La normatividad existente en materia de calidad de aire a nivel mundial y nacional, ha tomado como base las guías de la Organización Mundial de la Salud (OMS) y los estándares de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA por sus siglas en inglés), para la elaboración e implementación de sus propios estándares y técnicas de monitoreo para minimizar los efectos de la contaminación del aire en el ambiente y salud humana.

La guía de calidad de aire que ofrece la OMS hoy en día, es una actualización mundial que se llevo a cabo en el 2005, y trata sobre el material particulado, ozono, dióxido de nitrógeno y dióxido de azufre (WHO 2005). Cabe señalar que lo que respecta a material particulado, en esta versión actualizada no se contemplan los valores guías para concentraciones del PST, solamente establece valores máximos para PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>.

Por otra parte, la USEPA realiza cada cinco años una revisión de sus estándares de calidad de aire con el fin de determinar la permanencia o actualización de los mismos. En lo correspondiente al material particulado se utiliza el Código Federal de Regulación 40, Apartado 50, Apéndice B, el cual corresponde al método de referencia para la determinación material particulado en la atmósfera por el método High-Volume sampler.

En México, la calidad de aire es regida por las Normas Oficiales Mexicanas, y es inspeccionada por la Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), así como por la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA). En la elaboración de estas Normas, México no contaba con los recursos económicos ni la infraestructura para realizar estudios epidemiológicos, toxicológicos y de exposición, por lo que las Normas se establecieron según los criterios y estándares adoptados por la OMS y la USEPA. Sin embargo, aunque en muchos países y en la propia OMS ya no se contempla la mediciones de PST, en la normatividad mexicana, a la fecha se siguen contemplando estos parámetros careciendo de actualizaciones desde hace 10 años.

Durante el periodo de monitoreo de la calidad de aire en función de las PST, de un total de 52 muestreos realizados, solo en tres ocasiones se incumplió con la NOM-025-SSA1-1993, la cual establece el valor de 210  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  como máximo permisible en 24 horas. En el periodo de estudio, el PST a nivel suelo sobrepasó en las tres ocasiones los limites en la NOM-025-SSA1-1993, mientras que el PST a nivel techo solo incumplió en una ocasión. Con respecto a los niveles establecidos por la WHO, se observó que frecuentemente se estuvieron sobrepasando los limites máximos permisibles, incumpliendo en 43 y 30 ocasiones los muestreos a nivel suelo y techo, respectivamente.



La normatividad mexicana en comparación con otros países como se observa en la Tabla 1, se diferencia en los parámetros permisibles de PST. Algunos de estos países como Bolivia, Brasil, República Checa y Suiza, obedecen a lo establecido por la OMS, mientras que México, Colombia, Costa Rica y Ecuador utilizan parámetros que exceden los límites establecidos. Así también se observan países que han dejado de monitorear el PST y se han centrado en mediciones de  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  y  $PM_1$  tal es el caso de Argentina, Chile, Estado Unidos, Japón y países de la Unión Europea.

La Normatividad no establece procedimientos para monitorear PST a nivel del suelo, es decir, entre los primeros dos metros de la superficie urbana. Esto es de gran importancia porque en realidad esa columna de aire es la que está respirando la población. En particular, en zonas áridas, debido a las condiciones extremas de temperatura, baja humedad, y fuertes vientos, aunado con la actividad antropogénica de las zonas urbanas, son elementos que favorecen la resuspensión del PST.

## 7. CONCLUSIONES

- Los datos de las dos estaciones de clima reportados en este estudio reflejan diferencias, principalmente en velocidad de viento y precipitación. Estas diferencias son fundamentales ya que se utilizan dichos datos en las estimaciones de los niveles de PST, por lo que los resultados de este estudio muestran la necesidad de integrar estaciones de clima en cada sitio de muestreo de PST.
- Los niveles de PST a las dos alturas estudiadas también muestran diferencias, siendo mayores en los meses previos al monzón (Marzo a Junio) y en etapas tempranas del monzón (finales de Junio). Esto es relevante porque significa una exposición distinta a nivel peatonal, que está subestimada si se atiende solamente la recomendación de la normatividad.
- Las concentraciones de metales en filtros del colector a nivel peatonal son distintas de las concentraciones de los mismos metales en filtros del colector en el techo. Adicionalmente, el análisis de componentes principales indica que la firma geoquímica es distinta por lo que la exposición a metales difiere en valores del suelo al techo.
- El análisis de microscopía de barrido electrónico muestra particulado grueso que en realidad son aglomerados de particulado fino. Esto es muy importante ya que el monitoreo de  $PM_{2.5}$  y  $PM_{10}$ , que se reglamenta a nivel internacional y que posiblemente se reglamente en un futuro en México, podría subestimar el riesgo asociado a estos aglomerados de partículas.
- Los estudios de XRD muestran que aunque el polvo de calle es principalmente geogénico, tiene además una influencia de compuestos aditivos relacionados al tráfico vehicular.

## 8. RECOMENDACIONES

- Los resultados del presente estudio aportan evidencia de la importancia de las mediciones de las partículas suspendidas totales, ya que muchas de las partículas menores a  $PM_{10}$  se adhieren a las partículas de diámetros más grandes, tal como lo muestra en el análisis de imagen de microscopía de barrido electrónico (Fig. 12). El monitoreo de partículas menores a  $PM_{10}$  subestimarían las concentraciones reales del material particulado con un diámetro aerodinámico menor.
- Se demuestra la importancia de realizar monitoreos a nivel peatonal, ya que es la altura promedio a la cual respiramos e ingerimos partículas.
- Se propone que en zonas áridas-semiáridas se realicen monitoreos como el realizado en este estudio. De esta forma no se subestimarán las concentraciones reales del PST y fracciones menores a las  $PM_{10}$ .
- Se debe considerar la instalación de una estación climatológica en cada zona de muestreo.
- En cuanto los componentes minerales y orgánicos que presentan dificultades para determinar su identificación, es importante resaltar que deben realizarse más estudios para caracterizarlos adecuadamente.

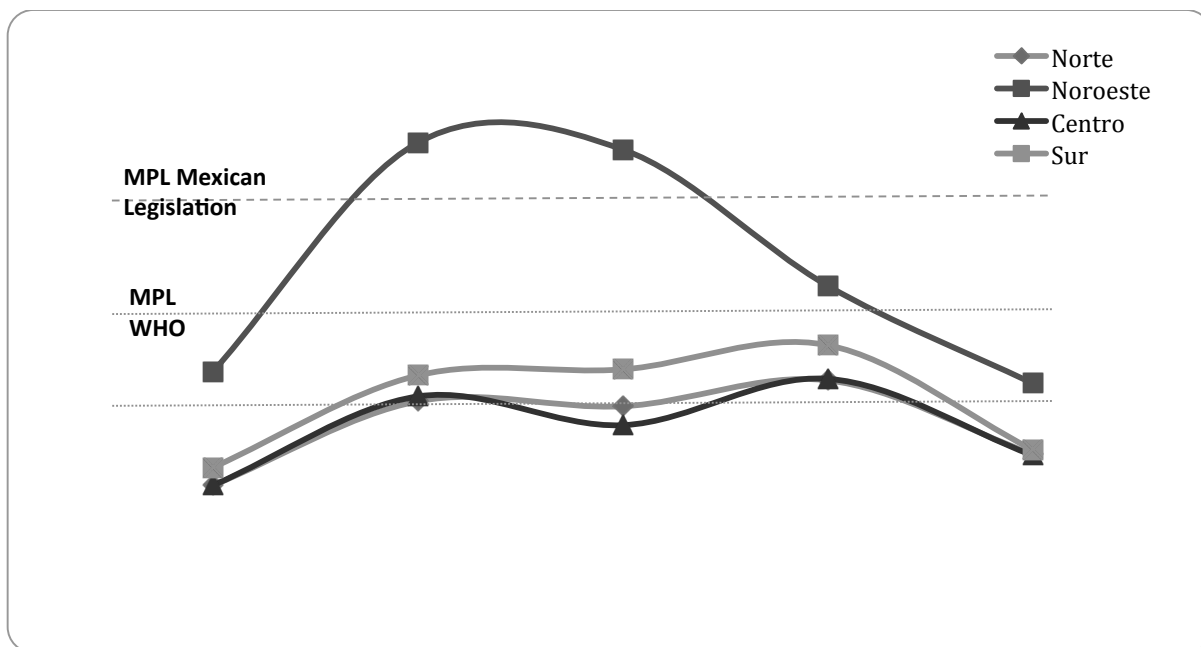
# ANEXO A

**Tabal 1ª. Concentraciones de PST por estación de monitoreo PEMCA**

<b>Contaminante</b>	<b>fecha</b>	<b>Norte</b>	<b>Noroeste</b>	<b>Centro</b>	<b>Sur</b>
PST	07-ago-12		159.56	94.03	89.73
PST	13-ago-12	68.05	124.30		79.28
PST	19-ago-12	30.09	80.28	38.51	44.70
PST	25-ago-12	56.81	98.58	46.72	62.66
PST	31-ago-12	60.06	119.94	58.23	69.83
PST	06-sep-12	76.91	115.15	49.51	61.86
PST	12-sep-12	54.47	136.94	58.79	64.02
PST	18-sep-12				
PST	24-sep-12	69.52	144.14		87.92
PST	30-sep-12	58.62	109.20		75.48
PST	06-oct-12	78.57	230.67		122.50
PST	12-oct-12	62.29	138.25	60.58	116.88
PST	18-oct-12	49.73	98.52	53.80	70.33
PST	24-oct-12	91.36		80.46	116.50
PST	30-oct-12	133.60	305.00	135.58	140.46
PST	05-nov-12	108.73	262.43	78.82	103.94
PST	11-nov-12	70.70	178.82	89.01	104.40
PST	17-nov-12	188.86	341.04	158.22	160.30
PST	23-nov-12	133.39	398.49	127.26	116.42
PST	29-nov-12	141.77	400.49	142.45	166.24
PST	05-dic-12	110.72	276.46	91.95	101.58
PST	11-dic-12	69.77	183.49	94.06	109.04
PST	17-dic-12	179.73	332.74	157.09	164.72
PST	10/01/2013	127.24	335.68	88.44	103.11
PST	16/01/2013	116.70	271.53	127.96	151.05
PST	22/01/2013	106.785516	244.152183	104.719309	156.943902
PST	28/01/2013	51.02	104.79	39.78	70.29
PST	28/04/2013		195.57	118.93	
PST	04/05/2013	195.91	250.12	214.32	236.79
PST	10/05/2013	96.41	127.31	94.00	113.39
PST	16/05/2013	85.78	132.92	87.98	101.09
PST	28/05/2013	128.69	203.47	106.16	132.47
PST	03/06/2013	101.74	158.83	102.56	110.05
PST	09/06/2013	92.53	108.83	99.32	123.24
PST	15/06/2013	100.10	146.94	98.86	116.95
PST	21/06/2013	97.65	150.06	119.85	135.02
PST	27/06/2013	109.73	139.57	101.95	134.06

**Continuación Tabla 1A**

<b>Contaminante</b>	<b>fecha</b>	<b>Norte</b>	<b>Noroeste</b>	<b>Centro</b>	<b>Sur</b>
PST	03/07/2013	140.35	166.33	87.26	98.92
PST	09/07/2013	42.60	60.11	35.82	25.78
PST	15/07/2013	62.29	79.27	66.77	59.46
PST	21/07/2013	56.13	94.04	64.66	72.12
PST	27/07/2013	78.56	115.17	74.76	70.99
PST	02/08/2013	62.97	95.25	61.46	64.47
PST	08/08/2013	70.04	149.57	73.11	67.98
PST	14/08/2013	45.78	53.47	54.82	48.92
PST	20/08/2013	71.78	138.56	88.39	80.83
PST	26/08/2013	57.81		58.87	65.22



**Figura 1ª. Concentraciones de PST por estación del año.**

## BIBLIOGRAFÍA

- Adachi, K., Tainosho, Y., 2004. Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. *Environment International* 30 (8), 1009-1017
- Adedokun J.A., Emofurieta W.O., Adedeji O.A., 1989. Physical, chemical and mineralogical properties of harmattan dust at Ile-Ife, Nigeria. *Theoretical and Applied Climatology* 40, 161-169.
- Al Jallad, F., Al Katheeri, E., Al Omar, M., 2013. Concentrations of particulate matter and their relationships with meteorological variables. *Sustain. Environ. Res.*, 23(3), 191-198
- Alastuey A., 1994. Caracterización mineralógica y alterológica de morteros de revestimiento en edificios de Barcelona. Tesis Doctoral, Facultad de Geología, Universitat de Barcelona.
- Alastuey A., Mantilla E., Querol X. and Rodríguez S., 2000. Study and evaluation of atmospheric pollution in Spain: Necessary measures arising from the EC Directive on PM10 and PM2.5 in the ceramic industry. *Boletín de la Sociedad Española de Cerámica y Vidrio* 39, 1, 141-148.
- ALS Minerals., 2012. Shedule of Services and Fees. Als Group.
- Amato, F., Pandolfi, M., Moreno, T., Furger, M., Pey, J., Alastuey, A., Bukowiecki, N., Prevot, A.S.H., Baltensperger, U., Querol, X., 2011. Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities. *Atmospheric Environment* 45 (37), 6777-6787.
- Andreae M.O. y Crutzen P.J., 1997. Atmospheric aerosols: Biogeochemical sources and role in atmospheric chemistry. *Science* 276, 1052-1058
- Apeageyi, E., Bank, M.S., Spengler, J.D., 2011. Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts. *Atmospheric Environment* 45 (13), 2310-2323.
- Aragón, P. A., Torres, V. G., Monroy, F. M., Luszczewski, K. A. and Leyva, R. R.: 2000. Scanning electron microscope and statistical analysis of suspended heavy metal particles in San Luis Potosí, Mexico. *Atmos. Environ.* 34, 4103-4112.
- Artaxo P., Gerab F., Yamasoe M.A., Martins J.V., 1994. Fine mode aerosol composition at three long-term atmospheric monitoring sites in the Amazon basin. *Journal of Geophysical Research* 99, 22857-22868
- Ávila A., Queralt I., Alarcón M., 1997. Mineralogical composition of African dust delivered by red rains over North-Eastern Spain. *Journal of Geophysical Research* 102, 21977-21996.
- Bascom, R., Bromberg, P.A., Costa, D.A., Devlin, R., Dockery, D.W., Frampton, M.W., Lambert, W., Samet, J.M., Speizer, F.E., Utell, M., State of the art. Health effects Of outdoor pollution. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, v. 153, n. 1, p. 3-50
- Battye W., Aneja V.P., Roelle P.A., 2003. Evaluation and improvement of ammonia emissions inventories. *Atmospheric Environment* 37 (27), 3873-3883.

BERG (Building Effects Review Group), 1989. The effects of acid deposition on buildings and building materials. UK Department of Environment.

Blanchard D.C. y Syzdek L.D., 1982. Water-to-air transfer and enrichment of bacteria in drops from bursting bubbles. *Applied Environmental Microbiology* 43, 1001-1005.

Brunekreef B., Janssen N.A.H., Harssema H., Knape M. and Vliet P.V., 1997. Air Pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways. *Epidemiology* 8, 8.

Brook RD, Rajagopalan S, Pope CA III, Brook JR, Bhatnagar A, Diez-Roux AV, et al. 2010. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: an update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation* 121:2331–2378.

Bukowiecki, N., Lienemann, P., Hill, M., Furger, M., Richard, A., Amato, F., Prevot, A.S.H., Baltensperger, U., Buchmann, B., Gehrig, R., 2010. PM10 emission factors for non-exhaust particles generated by road traffic in an urban Street canyon and along a freeway in Switzerland. *Atmospheric Environment* 44 (19), 2330-2340.

Cao, J., Chow, J.C., Lee, F.S.C., Watson, J.G., 2013. Evolution of PM2.5 Measurements and Standards in the U.S. and Future Perspectives for China. *Aerosol and Air Quality Research*, 13: 1197–1211

Campbell I.D., McDonald K., Flannigan M.D., Kringayark J., 1999. Long-distance transport of pollen into the Arctic. *Nature* 399, 29-30

Caquineau S., Gaudichet A., Gomes L., Magonthier M.C., Chatenet B., 1998. Saharan dust: Clay ratio as a relevant tracer to assess the origin of soil delivered aerosols. *Geophysical Research Letters* 25, 983-986.

Díaz, J., y Linares, C. 2010. Las causas de la contaminación atmosférica y los contaminantes atmosféricos mas importantes. Observatorio de Medio Ambiente en España. DKV Seguros y ECODES.

GCA-OMS, 2005. OMS Guías de Calidad del Aire Actualización Mundial 2005. Organización Mundial de la Salud.

Chithra, V.S., Nagendra, S., 2012. Indoor air quality investigations in a naturally ventilated school building located close to an urban roadway in Chennai, India: *Building and Environment* 54:159–167.

Chung, F.H., 1974. Quantitative interpretation of X-Ray diffraction patterns of mixtures. I. Matrix-flushing method of quantitative multicomponent analysis. *Journal of Applied Crystallography*, Vol.7, No.6, pp. 519-525.

Chuang C.C., Penner J.E., Taylor K.E., Grossman A.S. y Walton J.J., 1997. An assessment of the radiative effects of anthropogenic sulfate. *Journal of Geophysical Research* 102, 3761-3778.

Coimbra, R., Olóriz, F., 2012. Pixel counting for percentage estimation: applications to sedimentary petrology. *Computers & Geosciences*, 42, 212–216



Creamean, J.M., Suski, K.J., Rosenfeld, D., Cazorla, A., DeMott, P.J., Sullivan, R.C., White, A.B., Ralph, F.M., Minnis P., Comstock, J.M., Tomlinson, J.M., Prather, K.A. 2013. Dust and Biological Aerosols from the Sahara and Asia Influence Precipitation in the Western U.S. *Science* Vol. 339 (6127): 1572-1578.

Cruz Campas, M.E., Gómez Álvarez, A., Quintero Núñez, M., Varela Salazar, J., 2013. Evaluación de la calidad del aire respecto de partículas suspendidas totales (pst) y metales pesados (Pb, Cd, Ni, Cu, Cr) en la ciudad de Hermosillo, Sonora, México, durante un periodo annual. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 29 (4) 269-283.

Del Rio-Salas, R., Ruiz, J., De la-O Villanueva, M., Valencia-Moreno, M., Moreno-Rodríguez, V., Gómez-Alvarez, A., Grijalva, T., Mendivil, H., Paz-Moreno, F., Meza-Figueroa, D. Tracing geogenic and anthropogenic sources in urban dusts: insights from lead isotopes. *Atmos. Environ.* 2012, 60, 202–210.

Dockery DW, Pope, CAIII, Xu, X., Spengler JD, Ware, JH, Fay ME, Ferris, BG, Speizer FE, 1993. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N. Engl. J. Med.* 329:1753-1759.

Dockery, D.W. and Pope, C.A., 1996. *Epidemiology of Acute Health Effects: Summary of Time Series Studies.* In Richard Wilson and John Spengler, eds., *Particles in Our Air* (Cambridge, MA: Harvard University Press).

Diario Oficial de la Federación, 2005

Duong, T.T., Lee, B.K., 2011. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *Journal of Environmental Management* 92 (3), 554-562.

EEA, 2011. Air quality in Europe — 2011 report. EEA Technical report 12/2011. European Environmental Agency.

EPA, 1996. Air Quality Criteria for Particulate Matter. EPA. Vol. 1.

Fabretti, J.-F., Sauret, N., Gal, J.-F., Maria, P.-C., Schärer, U., 2009. Elemental characterization and source identification of PM<sub>2.5</sub> using positive matrix factorization: the Malraux road tunnel, Nice, France. *Atmospheric Research* 94 (2), 320-329.

Facchinelli, A., Sacchi, E., Mallen, L., 2001. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental Pollution*, v.114, p.313-324.

Gao, Y., Nelson, E.D., Field, M.P., Ding, Q., Li, H., Sherrell, R.M., Gigliotti, C.L., Van Ry, D.A., Glenn, T.R., Eisenreich, S.J., 2002. Characterization of atmospheric trace elements on PM<sub>2.5</sub> particulate matter over the New York-New Jersey harbor estuary. *Atmospheric Environment* 36, 1077-1086.

Glaccum R.A. y Prospero J.M., 1980. Saharan aerosols over the tropical North-Atlantic - mineralogy. *Marine Geology* 37, 295-321.

Hansen A.D.A. y Rosen H., 1990. Individual measurements of the emission factor of aerosol black carbon in automobile plumes. *Journal of the Air and Waste Management Association* 40, 1654-1657.

Harrison, R.M., Jones, A.M., Gietl, J., Yin, J., Green, D.C., 2012. Estimation of the contributions of brake dust, tire wear, and resuspension to nonexhaust traffic particles derived from atmospheric measurements. *Environmental Science and Technology* 46, 6523-6529.

Horvath H., 1992. Effect on visibility, weather and climate. Atmospheric acidity. Sources, consequences and abatement. M. Radojevic and R.M. Harrison (eds.) 435-466. Elsevier Applied Science. London and New York.

Hu, X., Zhang, Y., Luo, J., Wang, T., Lian, H., Ding, Z. 2011. Bioaccessibility and health risk of arsenic, mercury and other metals in urban Street dusts from a mega-city, Nanjing, China. *Environmental Pollution* 159: 1215-1221.

IDEAM, 2005. Atlas Climatológico de Colombia. Instituto de Meteorología, Hidrología y Estudios Ambientales- IDEAM. Bogotá, Colombia.

Instituto Nacional de Ecología, 2014

Instituto Municipal de Ecología, 2011. Programa de evaluación y Mejoramiento de la Calidad de Aire (PEMCA). H. Ayuntamiento de Hermosillo.

IPCC, 1996. Climate change. The science of climate change. Meira Filho LG Houghton JT, Callander BA, Harris N, Kattenberg A, Maskell K (Eds.). Cambridge University Press, pp 584.

IPCC, 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. IPCC. Cambridge University Press.

Karanasiou, A., Moreno, N., Moreno, T., Viana, M., de Leeuw, F., Querol, X. 2012. Health effects from Sahara dust episodes in Europe: Literature review and research gaps. *Environment International* Vol. 47: 107-114.

Jiries AG, Hussein HH, Halash Z (2001) The quality of water and sediments of street runoff in Amman, Jordan. *Hydrol Process* 15:815–824

Keeler G.J., Japar S.M., Brachaczek W.W., Gorse R.A.J., Norbeck J.M. y Pierson W.R., 1990. The sources of aerosol elemental carbon at Allegheny Mountain. *Atmospheric Environment* 24 Part A, 2795-2805.

Keuken, M., Denier van der Gon, H., van der Valk, K., 2010. Non-exhaust emissions of PM and the efficiency of emission reduction by road sweeping and washing in the Netherlands. *Science of the Total Environment* 408 (20), 4591-4599.

Kok, J.F., 2010. A scaling theory for the size distribution of emitted dust aerosols suggests climate models underestimate the size of the global size. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Vol. 108(3): 1016-1021.

Kokot, S., Grigg, M., Panayiotou, H., Phuong, T.D., 1998. Data interpretation by some common chemometrics methods. *Electroanal.* 10, 1-8.

Kokot, R.R., Monti, A.A.J., Codignotto, J.O., 2005. Morphology and short term change of the Caleta Valdés Barrier Spit, Argentina. *Journal of Coastal Research* 21(5): 1021-1030.

Künzli N., Kaiser R., Medina S., Studnicka M., Chanel O., Filliger P., Herry M., Horak F. Jr., Puybonnieux-Textier V., Quénel P., Schneider J., Seethaler R., Vergnaud J-C., and Sommer H.(2000). Public Health Impact of Outdoor and Traffic-related Air Pollution: A Tri-national European Assessment

Kurt-Karakus, 2012. Determination of heavy metals in indoor dust from Istanbul, Turkey: Estimation of the health risk. *Environment International* 50: 47-55.

Langner J. y Rodhe H., 1992. A global three-dimensional model of the tropospheric sulphate. *Journal of Atmospheric Chemistry* 13, 225-263.

Laurenzi Tabasso M. y Marabelli M., 1992. Il degrado dei monumento in Roma in rapporto all'inquinamento atmosferico. *Betagama. Viterbo*, 169.

Lehorne S, Charlesworth D, Choudhry B (1992) A survey of metal levels in street dusts in an inner London neighbourhood. *Environ Intern* 18:263–270

Manson B.J., 1992. *Acid rain - Its causes and its effects on inland waters*. Clarendon press, Oxford.

Martínez, A. P., Romieu, I. 1997. *Introducción al monitoreo atmosférico*. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, . 262p.

Martín-Ramos, J.D., Díaz Hernández, J.L., Cambeses, A., Scarrow, J.H., López Galindo, A., 2012. An introduction to the study of mineralogy. C. Aydinalp, Ed. *Intechweb.org*, Croatia, 73-92

McKendry, I.G. Case Study Size-Segregated Vertical Profiling of Particulate Matter in the PBL. Unpublished lecture, GEOG 402: Air Pollution Meteorology, UBC, March 2005.

Mészáros, E. (1999). *Fundamentals of Atmospheric Aerosol Chemistry*. Akadémiai Kiado.

Meza-Figueroa D., de la O-Villanueva M. y de la Parra M.L. (2007). Heavy metal distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, México. *Atmos. Environ.* 41, 276-288.

Mostert, M.M.R., Ayoko, G.A., Kokot, S., 2012. Multi-criteria ranking and source identification of metals in public playgrounds in Queensland, Australia. *Geoderma*, 173-174, 173–183.

Nicholson, K.W. 2009. The dispersion, deposition and resuspension of atmospheric contamination in the outdoor urban environment. *Proceedings of the Radioactivity in the Environment*, Vol. 15:21-53.

NOM-025-SSA1-1993. Salud ambiental. Criterios para evaluar el valor límite permisible para la concentración de material particulado. Valor límite permisible para la concentración de partículas suspendidas totales PST, partículas menores de 10 micrómetros PM10 y partícula.

NOM-035- SEMARNAT-1993. Que establece los métodos de medición para determinar la concentración de partículas suspendidas totales en el aire ambiente y el procedimiento para la calibración de los equipos de medición. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. *Diario Oficial de la Federación*. 18 de octubre de 1993.

Nriagu, J.O. 1996. A history of global metal pollution. *Science* 272 (5259): 223 p.

Nicholson, K.W. 2009. The dispersion, deposition and resuspension of atmospheric contamination in the outdoor urban environment. *Proceedings of the Radioactivity in the Environment*, Vol. 15:21-53.

Pant, P. and Harrison, R.M., 2013. Estimation of the Contribution of Road Traffic Emissions to Particulate Matter Concentrations from Field Measurements: A Review. *Atmospheric Environment*, 77:78-97.

Perez, N., Pey, J., Cusack, M., Reche, C., Querol, X., Alastuey, A., Viana, M., 2010. Variability of particle number, black carbon and PM10, PM2.5 and PM1 levels and speciation: Influence of road traffic emissions on urban air quality. *Aerosol Science and Technology* 44 (7), 487-499.

Perrino, C., 2010. Atmospheric Particulate Matter. Proceedings of a C.I.S.B. Minisymposium - March 2010.

Pratsinis S.E., Zeldin M.D., Ellis E.C., 1988. Source contribution of the fine carbonaceous aerosol by principal component-stepwise regression analysis. *Environmental Science and Technology* 22, 212-216

Price C., Penner J., Prather M., 1997a. NOx from lightning: 1. Global distribution based on lightning physics. *Journal of Geophysical Research* 102, 5929-5941.

Price C., Penner J., Prather M., 1997b. NOx from lightning: 2. Constraints from the global atmospheric electric circuit. *Journal of Geophysical Research* 102, 5943-5951

Querol X., Alastuey A., Lopez-Soler A., Mantilla E. Y Plana F., 1996. Mineral composition of atmospheric particulates around a large coal-fired power station. *Atmospheric Environment* 30 3557-3572.

Querol X., Alastuey A., Puigcercus J.A., Mantilla E., Ruiz C.R., López-Soler A., Plana F., Juan R., 1998. Seasonal evolution of atmospheric suspended particles around a large coal-fired power station: Chemical Characterization. *Atmospheric Environment*, 32, 4, 719-731.

Querol, X., Alastuey, A., Rodriguez, S., Plana, F., Ruiz, C.R., Cots, N., Massagué, G., Puig, O. 2001. PM10 and PM2.5 source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain. *Atmospheric Environment*, 35(36): 6407-6419.

Ramirez Leal, R., Esparza Ponce, H., Duarte Moller, A., 2007. Characterization of inorganic atmospheric particles in air quality program with SEM, TEM, and XAS. *Rev. Mex. Fís.* S53 (3), 102e107.

Roelle P.A., Aneja V.P., Gay B., Geron C., Pierce T., 2001. Biogenic nitric oxide emissions from cropland soils. *Atmospheric Environment* 35, 115-124

Rosenfeld, D., 2000. Suppression of rain and snow by urban and industrial air pollution, *Science*, 287, 1793-1796.

Seinfeld J.H. y Pandis S.N., 1998. *Atmospheric Chemistry and Physics: From air pollution to climate change*. John Wiley & Sons, Inc., pp 1323.

Shi, X., Chen, L., Wang, J. 2013. Multivariate analysis of heavy metal pollution in Street dusts of Xianyang city, NW China. *Environ Earth Sci.* 69: 1973-1979.

Schütz L. y Seibert M., 1987. Mineral aerosols and source identification. *Journal of Aerosol Science* 18, 1-10.

Schwartz, J., 1994. Total Suspended Particulate Matter and Daily Mortality in Cincinnati, Ohio. *Environ Health Perspect.* 102(2): 186-189.

Schwartz J, Dockery DW, Neas LM. Is daily mortality associated specifically with fine particles? *J Air Waste Manag Assoc* 46:927–939 (1996).

Song, F., Gao, Y., 2011. Size distributions of trace elements associated with ambient particular matter in the affinity of a major highway in the New Jersey-New York metropolitan area. *Atmospheric Environment* 45 (37), 6714-6723.

Tanner, P.A., Hoi-Ling, M., Yu, P.K.N., 2008. Fingerprinting metals in street dust in Beijing, Shanghai and Hong Kong. *Environmental Science and Technology* 42, 7111-7117.

Toon O.B. 2000. How pollution suppresses rain. *Science*, 287, pp 1763–1765.

Tüzen, M. 2003. Investigation of heavy metal levels in Street dust samples in Tokat, Turkey. *J. Trace Microprobe Tech* 21:513-521

US NRC 1991. (US National Research Council). Rethinking the ozone problem in urban and regional air pollution. National Academy Press, Washington, D.C.

U.S. EPA. 2006. National Ambient Air Quality Standards U.S. Environmental Protection Agency (<http://www.epa.gov/air/criteria.html>). In: Federal Register 40 CFR Part 50.

Valencia-Moreno, M., Ruiz, J., Barton, M.D., Patchett, P.J., Zürcher, L., Hodkinson, D.G., Roldán-Quintana, J., 2001, A chemical and isotopic study of the Laramide granitic belt of northwestern Mexico: Identification of the southern edge of the North American Precambrian basement: *Geological Society of America Bulletin*, 113(11), 1409-1422.

Wahlin, P., Berkowicz, R., Palmgren, F., 2006. Characterisation of traffic-generated particulate matter in Copenhagen. *Atmospheric Environment* 40 (12), 2151-2159.

WBG, 1998. Pollution Prevention and Abatement Handbook 1998: toward cleaner production. The World Bank Group.

WHO, 2002. Guidelines for concentration and exposure-response measurement of fine and ultra fine particulate matter for use in epidemiological studies. WHO Dietrich Schwela, Lidia Morawska, QUT, Dimitrios Kotzias, EC JRC. Published on behalf of the European Commission.

WHO, 2003. Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Report on a WHO working group. Bonn, Germany 13–15 January 2003

WHO, 2005. Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide.

Wolff G.T. y Korsog P.E., 1985. Estimates of the contributions of sources to inhalable particulate concentrations in Detroit. *Atmospheric Environment* 19, 1399-1409.

Yeung ZLL, Kwok RCW, Yu KN (2003) Determination of multi- element profiles of street dust using energy dispersive X-ray fluorescence (EDXRF). *Appl Radiat Isot* 58:339–346

Žibret G, Van Tonder D, Žibret L. (2013) Metal content in street dust as a reflection of atmospheric dust emissions from coal power plants, metal smelters, and traffic. *Environ Sci Pollut Res.*; 20:4455-4468.