



DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO DE LA
FACULTAD DE
INGENIERÍA QUÍMICA

**UNIVERSIDAD MICHOACANA
DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO**

**ASIGNACION DE FUENTES $PM_{2.5}$ μm UTILIZANDO LOS
MODELOS RECEPTORES CMB, PMF Y PCA/APCS**

TESIS presentada por:

PAULO CESAR MEDINA MENDOZA

**A la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de
Ingeniería Química como requisito parcial para obtener el
grado de:**

MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERÍA QUÍMICA

Asesor: Dr. Marco Antonio Martínez Cinco

Morelia, Michoacán.

Agosto 2012



Asunto: Aprobación de Impresión de Tesis

Oficio número 160/2012.

C. Ingeniero Roberto Chávez Pérez
Jefe del Departamento de Titulación de la
U.M.S.N.H.
P r e s e n t e.-

Por este medio nos dirigimos a usted de la manera más atenta para notificarle que después de haberle dado seguimiento al desarrollo de la tesis: **"ASIGNACIÓN DE FUENTES $PM_{2.5}$ μm UTILIZANDO LOS MODELOS RECEPTORES CMB, PMF Y PCA/APCS"** después de haber revisado el manuscrito que presentó el Ingeniero **Paulo César Medina Mendoza**, concluimos que cumple con los requisitos académicos y con lo establecido en el Reglamento General de Estudios de Posgrado para el desarrollo de tesis.

Por lo anterior este Comité Tutorial da el aval para su impresión final.

A t e n t a m e n t e.
Morelia, Michoacán a 23 Agosto de 2012.

Presidente: Dr. Marco Antonio Martínez Cinco 02001403

Vocales:

Dr. José Ma. Ponce Ortega 03002829

Dr. Agustín Jaime Castro Montoya 01000179

Dr. José Apolinar Cortés 82033374

Dr. Jesús Alberto Rodríguez Castro 95000836



DEPARTAMENTO DE POSGRADO

Facultad de Ingeniería Química / Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo
Francisco J. Mújica S/N / Col. Felicitas del Río / C.P. 58060 / Morelia, Michoacán / Tel. y Fax: 443. 327 3584
<http://posgrado.fiq.umich.mx/>

RESUMEN

ASIGNACION DE FUENTES $PM_{2.5}$ μm UTILIZANDO LOS MODELOS RECEPTORES CMB, PMF y PCA/APCS.

Por

Paulo César Medina Mendoza

Agosto de 2012

Maestro en Ciencias en Ingeniería Química

La exposición aguda y crónica al material particulado fino ($PM_{2.5}$) se ha asociado con el aumento de las tasas de mortalidad y las visitas al hospital, así como enfermedades cardiopulmonares, ataques cardíacos, disminución de la función pulmonar y el asma. Los modelos receptores presentan un enfoque bien establecido para identificar y estimar las contribuciones de partículas $PM_{2.5}$, PM_{10} y COV (Compuestos Orgánicos Volátiles) en el aire. Estos modelos se han utilizado para desarrollar estrategias de reducción de emisiones de partículas suspendidas y ozono disminuyendo la exposición humana a sustancias tóxicas.

En este trabajo se utilizaron los modelos receptores CMB, PMF y PCA/APCS para identificar y cuantificar las principales fuentes de contribución de partículas $PM_{2.5}$. Se seleccionaron dos sitios al oeste del área metropolitana de Monterrey: uno en el Municipio de Escobedo y otro en el Municipio de Santa Catarina. Se muestrearon partículas finas y se analizó su composición en dos campañas: una en otoño de 2007 y otra en verano de 2008. Se tomaron 15 muestras en cada sitio por campaña de monitoreo (60 muestras en total). La principal fuente de contribución aplicando el modelo CMB fueron las emisiones vehiculares con un 43% de la masa total de $PM_{2.5}$ en otoño de 2007 y un 39% en verano de 2008. Utilizando el modelo PMF la fuente de contribución más importante fue el aerosol inorgánico secundario aportando un 33% en otoño y 37% en verano. Asimismo, se identificaron las categorías de fuentes $PM_{2.5}$ en los dos sitios con la aplicación del modelo PCA/APCS. Las fuentes dominantes tanto en Escobedo como en Santa Catarina fueron las fuentes móviles y el sulfato de amonio.

Maestría en Ciencias en Ingeniería Química

Los resultados de estos tres enfoques mostraron que las emisiones de los vehículos y el aerosol secundario fino y son las principales fuentes de formación de las $PM_{2.5}$. Por otra parte, se encontró que estas fuentes exhibieron una variedad estacional particular. Mientras que las contribuciones de los vehículos fueron más importantes en otoño de 2007, el aerosol secundario presentó porcentajes de contribución mayoritarios en la campaña de verano de 2008.

Dirigida por: Dr. Marco Antonio Martínez Cinco

DEDICATORIA

A mis padres, Manuel Medina Ortiz y María Guadalupe Mendoza Ayala, por siempre ser mi ejemplo y mi fuerza para seguir cumpliendo mis metas.

A mis hermanos, Angélica y Manuel, porque sin su apoyo incondicional no habría consolidado este nuevo reto en mi vida.

A mi cuñado Mario, a mis sobrinas Fernanda y Daniela, a mi tía María de Jesús, a mis primos Leticia, Juan y María Eugenia y a toda mi familia, porque estoy muy orgulloso de todos ellos.

A todos mis amigos, los cuales han sido una parte fundamental en el desarrollo personal que he tenido a lo largo de estos años.

INDICE

Resumen	iii
Dedicatoria	v
Lista de tablas	viii
Lista de figuras	x
Agradecimientos	xv
Capítulo 1. Introducción	1
1.1 Generalidades	1
1.2 Objetivos	8
1.3 Justificación	9
1.4 Alcance	10
1.5 Hipótesis	10
Capítulo 2. Marco Teórico	11
2.1 Efectos de las partículas PM _{2.5} en la salud humana	11
2.2 Modelos Receptores	13
2.3 Balance Químico de Masas (CMB)	14
2.4 Análisis de Factores	18
Capítulo 3. Metodología	22
3.1 Campaña de monitoreo	22
3.1.1 Área de estudio	22
3.2 Balance Químico de Masas	25
3.2.1 Algoritmo del modelo	26
3.3 Factorización de Matrices Positivas (PMF)	31
3.3.1 Método PMF	31
3.3.2 Preparación de datos	32

3.3.3 Análisis PMF	35
3.3.4 Análisis e interpretación de la solución	39
3.4 Análisis de Factores	41
3.5 Análisis de Componentes Principales (PCA)	43
3.6 Puntuaciones Absolutas de Componentes Principales (APCS)	44
Capítulo 4. Resultados y Discusión	46
4.1 Balance Químico de Masas	46
4.2 Factorización Positiva de Matriz	65
4.3 Análisis de Componentes Principales/Puntuaciones Absolutas de Componentes Principales (PCA/APCS)	79
4.4 Contribuciones promedio por campaña: otoño de 2007 y verano de 2008 utilizando los modelos CMB y PMF	104
4.5 Contribuciones promedio por sitio de monitoreo (Escobedo y Santa Catarina) utilizando el CMB, PMF y PCA/APCS	110
4.6 Discusión de resultados de las contribuciones obtenidas con los modelos CMB, PMF y PCA/APCS	115
Conclusiones	119
Recomendaciones	120
Apéndices	121
Bibliografía	192

LISTA DE TABLAS

Tabla	Descripción	Página
Tabla 1.1	Principales fuentes antropogénicas de emisiones primarias.	3
Tabla 1.2	Principales fuentes naturales de emisiones primarias.	3
Tabla 3.1	Concentraciones promedio anuales $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) medidas en siete estaciones de monitoreo en el AMM en el período de 2003 al 2009.	25
Tabla 3.2	Perfiles de emisión por categoría de fuente.	30
Tabla 4.1	Contribuciones de las fuentes a la masa de $PM_{2.5}$ estimadas por el CMB.	48
Tabla 4.2	Asignación de fuentes $PM_{2.5}$ por campaña de monitoreo estimadas por el CMB.	52
Tabla 4.3	Asignación de fuentes promedio $PM_{2.5}$ por campaña de monitoreo utilizando el CMB.	53
Tabla 4.4	Asignación de fuentes $PM_{2.5}$ por campaña de monitoreo utilizando el PMF.	69
Tabla 4.5	Asignación de fuentes promedio de $PM_{2.5}$ por campaña de monitoreo utilizando el PMF.	70
Tabla 4.6	Especies químicas para cada sitio en el PCA.	80
Tabla 4.7	Cargas factoriales de cada uno de los componentes para el sitio de Escobedo de 2007.	84
Tabla 4.8	Cargas factoriales de cada uno de los componentes para el sitio de Santa Catarina de 2007.	88

Tabla 4.9	Cargas factoriales de cada uno de los componentes para el sitio de Escobedo de 2008.	92
Tabla 4.10	Cargas factoriales de cada uno de los componentes para el sitio de Santa Catarina de 2008.	96
Tabla 4.11	Coeficientes de la regresión lineal múltiple y del PCA para las especies químicas del sitio de Santa Catarina de 2007.	100
Tabla 4.12	Coeficientes de la regresión lineal múltiple y del PCA para las especies químicas del sitio de Escobedo de 2008.	102
Tabla 4.13	Asignación de fuentes promedio $PM_{2.5}$ obtenidas con los modelos CMB y PMF.	105

LISTA DE FIGURAS

Figura	Descripción	Página
Figura 1.1	Comparación del material particulado con un cabello humano.	2
Figura 1.2	Formación de las partículas secundarias en la atmósfera.	5
Figura 1.3	Número de días en los que se rebasa el valor de la norma de PM ₁₀ (120 µg/m ³) en cinco ciudades mexicanas.	6
Figura 2.1	Estimación de la mortalidad prematura anual atribuida a PM _{2.5} antropogénicas, para la mortalidad cardiopulmonar por cada 1000 km ² (A), la tasa de mortalidad por 10 ⁶ personas (B), la mortalidad por cáncer de pulmón por cada 1000 km ² (C) y la tasa de mortalidad por cáncer de pulmón por 10 ⁶ personas (D).	12
Figura 3.1	Ubicación del Estado de Nuevo León y el AMM.	23
Figura 3.2	Ubicación de las estaciones del SIMA y los sitios de monitoreo de Escobedo y Santa Catarina.	24
Figura 4.1	Contribución de las fuentes utilizando el CMB en la campaña de Otoño de 2007	51
Figura 4.2	Contribución de las fuentes utilizando el CMB en la campaña de verano de 2008.	51
Figura 4.3	Concentraciones ± desviación estándar (µg/m ³) para las fuentes estimadas por el CMB.	53
Figura 4.4	Concentraciones promedio ± desviación estándar (µg/m ³)	

	para las fuentes estimadas por el CMB.	54
Figura 4.5	Contribución por fuente para el sitio de Escobedo estimadas con el modelo CMB en otoño de 2007.	55
Figura 4.6	Contribución por fuente para el sitio de Santa Catarina estimadas con el modelo CMB en otoño de 2007.	56
Figura 4.7	Contribución por fuente para el sitio de Escobedo estimadas con el modelo CMB en verano de 2008.	57
Figura 4.8	Contribución por fuente para el sitio de Santa Catarina estimadas con el modelo CMB en verano de 2008.	57
Figura 4.9	Concentración media y contribución estimada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de $\text{PM}_{2.5}$ por categoría de fuentes obtenidas por el modelo CMB en la campaña de otoño de 2007, sitio Escobedo.	58
Figura 4.10	Concentración media y contribución estimada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de $\text{PM}_{2.5}$ por categoría de fuentes obtenidas por el modelo CMB en la campaña de otoño de 2007, sitio Santa Catarina.	59
Figura 4.11	Concentración media y contribución estimada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de $\text{PM}_{2.5}$ por categoría de fuentes obtenidas por el modelo CMB en la campaña de verano de 2008, sitio Escobedo.	60
Figura 4.12	Concentración media y contribución estimada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de $\text{PM}_{2.5}$ por categoría de fuentes obtenidas por el modelo CMB en la campaña de verano de 2008, sitio Santa Catarina.	60

Figura 4.13	Clúster obtenido del análisis de los perfiles de emisión.	64
Figura 4.14	Diagrama de flujo de trabajo para análisis PMF de datos de especies ambientales PMF.	65
Figura 4.15	Contribución de las fuentes utilizando el PMF en la campaña de otoño de 2007.	67
Figura 4.16	Contribución de las fuentes utilizando el PMF en la campaña de verano de 2008.	68
Figura 4.17	Concentraciones \pm desviación estándar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para las fuentes estimadas por el PMF.	69
Figura 4.18	Concentraciones promedio \pm desviación estándar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para las fuentes estimadas por el PMF.	70
Figura 4.19	Contribución por fuente para el sitio de Escobedo estimadas con el modelo PMF en otoño de 2007.	72
Figura 4.20	Contribución por fuente para el sitio de Santa Catarina estimadas con el modelo PMF en otoño de 2007.	72
Figura 4.21	Contribución por fuente para el sitio de Escobedo estimadas con el modelo PMF en verano de 2008.	73
Figura 4.22	Contribución por fuente para el sitio de Santa Catarina estimadas con el modelo PMF en verano de 2008.	73
Figura 4.23	Concentración media y contribución estimada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de $\text{PM}_{2.5}$ por categoría de fuentes obtenidas por el modelo PMF en la campaña de otoño de 2007, sitio Escobedo.	74

Figura 4.24	Concentración media y contribución estimada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de $\text{PM}_{2.5}$ por categoría de fuentes obtenidas por el modelo PMF en la campaña de otoño de 2007, sitio Santa Catarina.	75
Figura 4.25	Concentración media y contribución estimada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de $\text{PM}_{2.5}$ por categoría de fuentes obtenidas por el modelo PMF en la campaña de verano de 2008, sitio Escobedo.	76
Figura 4.26	Concentración media y contribución estimada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de $\text{PM}_{2.5}$ por categoría de fuentes obtenidas por el modelo CMB en la campaña de verano de 2008, sitio Santa Catarina.	76
Figura 4.27	Gráfico de sedimentación para el sitio de Escobedo de 2007.	83
Figura 4.28	Gráfico de sedimentación para el sitio de Santa Catarina de 2007.	87
Figura 4.29	Gráfico de sedimentación para el sitio de Escobedo 2008.	91
Figura 4.30	Gráfico de sedimentación para el sitio de Santa Catarina de 2008.	95
Figura 4.31	Contribución de fuentes a la masa total de $\text{PM}_{2.5}$ en el sitio de Santa Catarina de 2007.	101
Figura 4.32	Contribución de fuentes a la masa total de $\text{PM}_{2.5}$ en el sitio de Escobedo de 2008.	103

Figura 4.33	Contribución de fuentes $PM_{2.5}$ en las campañas de otoño de 2007 y verano de 2008 utilizando el CMB.	104
Figura 4.34	Contribución de fuentes $PM_{2.5}$ en las campañas de otoño de 2007 y verano de 2008 utilizando el PMF.	105
Figura 4.35	Contribución por fuente para el sitio de Escobedo estimadas con los modelos CMB y PMF.	110
Figura 4.36	Contribución por fuente para el sitio de Santa Catarina estimadas con los modelos CMB, PMF y PCA/APCS.	111
Figura 4.37	Contribución por fuente para el sitio de Escobedo estimadas con los modelos CMB, PMF y PCA/APCS.	113
Figura 4.38	Contribución por fuente para el sitio de Santa Catarina estimadas con los modelos CMB y PMF.	114

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por haber financiado este trabajo de tesis.

A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y al Posgrado de Ingeniería Química, por haberme proporcionado la formación académica y el espacio para realizar mi investigación.

A mi asesor el Dr. Marco Antonio Martínez Cinco, por haberme apoyado en la concepción y realización de mi trabajo de tesis.

A mis sinodales, Dr. Agustín Jaime Castro Montoya, Dr. José Apolinar Cortés, Dr. José María Ponce Ortega y al Dr. Jesús Alberto Rodríguez Castro, por sus comentarios a lo largo de mis presentaciones y en las diferentes revisiones de este trabajo.

Al Dr. Medardo Serna González y al Dr. Rafael Maya Yescas, por sus valiosos comentarios durante los Seminarios de Investigación III y IV, respectivamente.

Capítulo 1

Introducción

1.1 Generalidades

1.1.1 Contaminación atmosférica por partículas

El aire se contamina como consecuencia de una gran cantidad de actividades que se desarrollan de manera cotidiana a escala individual (por ejemplo, el uso del automóvil y la quema de basura), a escala institucional o empresarial (por ejemplo, la quema de combustibles en la industria y el uso de solventes), de fuentes naturales (por ejemplo, erupciones volcánicas e incendios forestales), o bien por la utilización de servicios (por ejemplo, tintorerías y restaurantes). El resultado de estas actividades es la emisión de gases o partículas contaminantes que pueden afectar a la salud humana y a los ecosistemas (SEMARNAT-INE., 2007). Asimismo, los resultados de algunos estudios epidemiológicos muestran que la exposición a ciertos contaminantes atmosféricos está asociada con un incremento de mortalidad por enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Castillejos y col., 2000; Borja-Aburto y col., 1998; Pope y col., 2002).

El material particulado (PM, por sus siglas en inglés), también conocido como aerosoles, son partículas que están en la atmósfera cuyo rango de tamaño oscila entre el orden de unidades de nanómetros (nm) de diámetro hasta decenas de micrómetros (μm) de diámetro aerodinámico. Un aerosol puede ser una partícula sólida o líquida (o ambos) suspendida en el aire formado de una mezcla de compuestos orgánicos e inorgánicos (OMS, 2005), aunque generalmente la literatura se refiere al aerosol como una partícula sólida. Las partículas $\leq 2.5 \mu\text{m}$, que generalmente se denominan $\text{PM}_{2.5}$ o fracción fina, provienen principalmente de la combustión de combustibles fósiles en calentadores industriales, automóviles y sistemas de calefacción residencial (Finlayson-Pitts y Pitts., 1986). Una fracción importante es producida en la atmósfera a través de la conversión química de emisiones naturales y antropogénicas (SO_2 , NO_x , COV's, amoniaco).

Las partículas con diámetro menor que $10\ \mu\text{m}$ (PM_{10}) representan la fracción respirable de las partículas suspendidas totales (PST) y son susceptibles de causar efectos en la salud debido a que por su tamaño pueden penetrar en las vías respiratorias. Las partículas suspendidas con un diámetro mayor de $10\ \mu\text{m}$ no penetran más allá de la nariz, ya que se quedan atrapadas en las estructuras nasales filtrantes que protegen el resto del aparato respiratorio (Wark y Warner., 1996). La Figura 1.1 muestra la comparación entre las PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ respecto a un cabello humano y respecto al diámetro aerodinámico de otros materiales como la arena de playa.

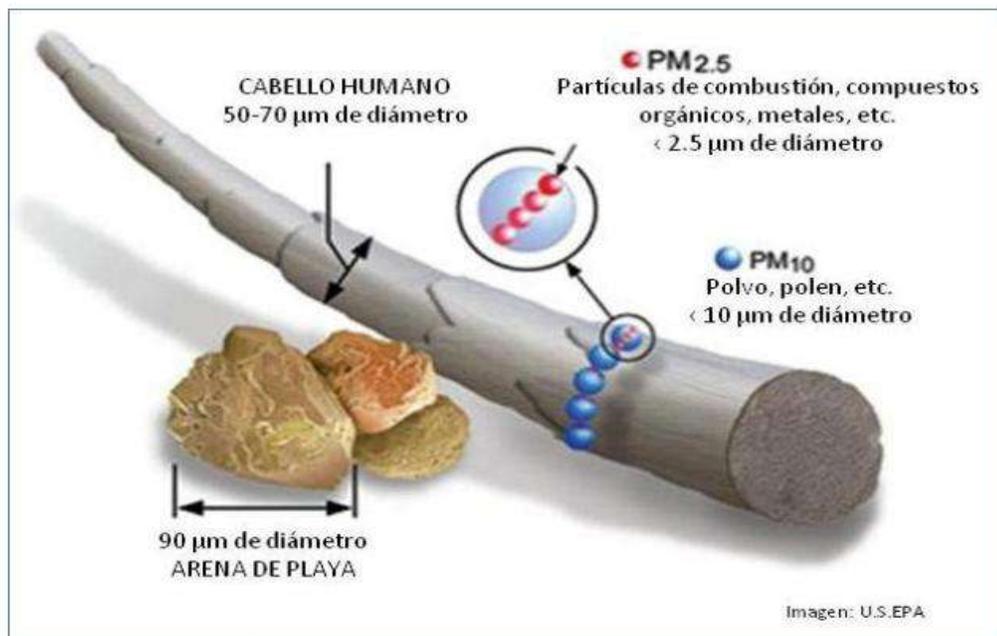


Figura 1.1 Comparación del material particulado con un cabello humano, (Tomado de EPA, 2010).

1.1.2 Fuentes de contaminación atmosférica.

De acuerdo al Instituto Nacional de Ecología (INE., 2010) las fuentes de contaminación del material particulado se pueden clasificar en naturales y antropogénicas. En la Tabla 1.1 se resumen los principales contaminantes que se originan a partir de diferentes fuentes antropogénicas. Las fuentes naturales junto con las principales emisiones que producen se exponen en la Tabla 1.2.

Tabla 1.1. Principales fuentes antropogénicas de emisiones primarias (INE, 2010).

Fuentes antropogénicas		Contaminantes
Fijas	Procesos industriales	Dióxido de azufre, Hidrocarburos volátiles, Partículas carbonosas, Anhídrido sulfuroso, Óxidos de nitrógeno (NO _x), Dióxido de carbono (CO ₂) Metales pesados
Móviles	Quema de combustibles fósiles (vehículos), Aeronaves	Monóxido de carbono (CO), Óxidos de nitrógeno (NO _x), Hidrocarburos (HC), Compuestos de plomo.

Tabla 1.2 Principales fuentes naturales de emisiones primarias (INE, 2010).

Fuentes naturales	Contaminantes
Volcanes	SO _x , partículas
Incendios forestales	CO, CO ₂ , NO _x , partículas
Vegetación	Hidrocarburos
Vegetación en descomposición	CH ₄ , H ₂ S
Suelo	Polvo
Espuma de mar	Partículas de sal

1.1.3 Aerosoles secundarios

Los aerosoles secundarios comprenden aquellas partículas que son formadas dentro de la atmósfera a través de la conversión química de sustancias en fase gaseosa a especies menos volátiles que son factibles de ser condensadas, ya sea en fase líquida o sólida. El proceso de condensación de estas especies puede conducir a la formación de una nueva partícula, mediante nucleación homogénea o bien condensarse sobre partículas previamente existentes (nucleación heterogénea). Por su parte, la composición química de los aerosoles determina el tipo específico de interacción con las especies gaseosas presentes en la atmósfera, por lo que también es necesario determinar la composición química de los aerosoles. A partir de este conocimiento, es posible determinar el tiempo de residencia de estas partículas en la atmósfera, así como sus principales mecanismos de remoción (NARSTO., 2003).

Dada la riqueza de especies químicas y las condiciones meteorológicas favorables en la tropósfera, la complejidad de los procesos de formación de aerosoles es más compleja que en la estratósfera (Ravishankara y Longfellow., 1999). Estudios recientes muestran que la presencia de las partículas en la atmósfera participa en la modificación de la formación de ozono en la troposfera, particularmente porque afectan la producción de radicales libres (HO_x) y óxidos de nitrógeno (NO_x) e intervienen en la remoción directa de ozono (Jacob., 2000).

Por su parte, la formación de aerosoles inorgánicos en la atmósfera ha sido estudiada ampliamente en las pasadas décadas y actualmente se cuenta con un conocimiento extenso sobre los diferentes procesos involucrados en su formación, particularmente la fracción soluble en agua. La mayor contribución a la masa total de aerosoles inorgánicos secundarios en la troposfera está dominada por los sulfatos y nitratos (Seinfeld y Pandis., 1998). En la Figura 1.2 podemos apreciar cómo se encuentran suspendidas las partículas primarias y secundarias en el aire ambiente.

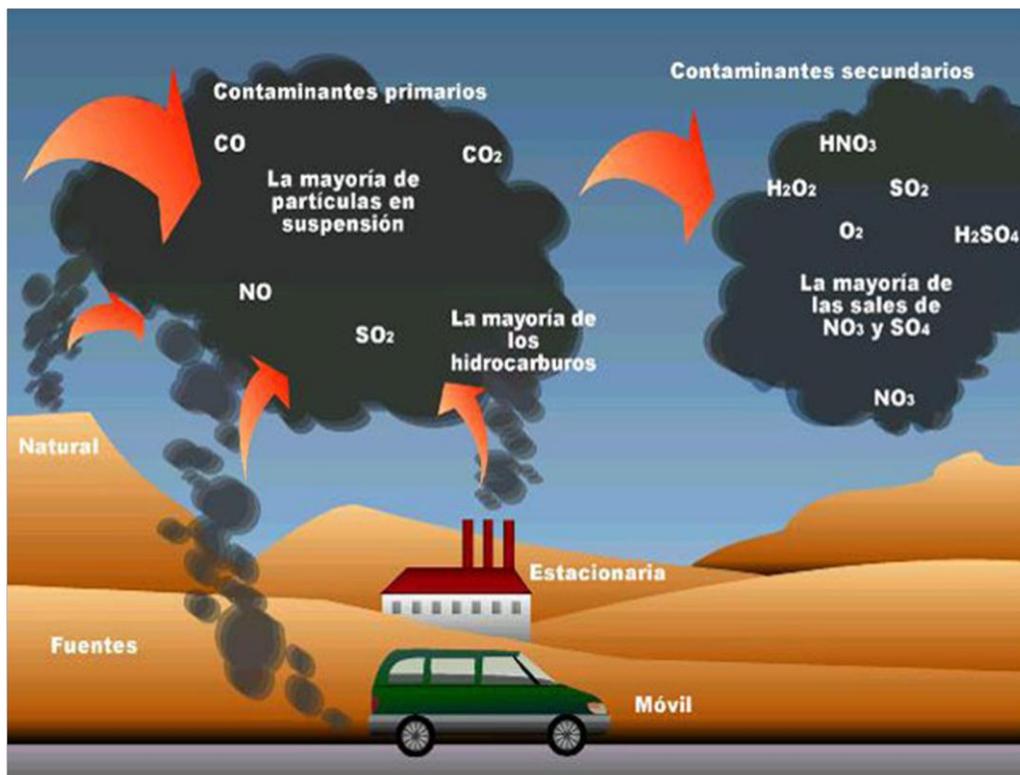


Figura 1.2 Formación de las partículas secundarias en la atmósfera, (Tomado de Ministerio de Educación y Ciencia).

1.1.4 Contaminación atmosférica en algunas Ciudades Mexicanas.

En la Figura 1.3 podemos observar el número de días en los que se rebasó el valor de la Norma Oficial Mexicana para PM₁₀ en cinco ciudades mexicanas ZMVT (Zona Metropolitana del Valle de Toluca), ZMM (Zona Metropolitana de Monterrey), ZMG (Zona Metropolitana de Guadalajara), ZMVM (Zona Metropolitana del Valle de México) y Puebla.

1.1.5 Contaminación del aire en ZMM (Zona Metropolitana de Monterrey)

La ZMM es una de las ciudades más contaminadas por PM₁₀, hecho que se refleja en los registros del año 2005, en el que se rebasa la norma en 163 días y el percentil 98 de los promedios diarios casi duplica el límite especificado en la norma. También en el año

2005, para esta zona metropolitana se registra la falta de cumplimiento con las normas de O₃, rebasándose la norma horaria en 32 días.

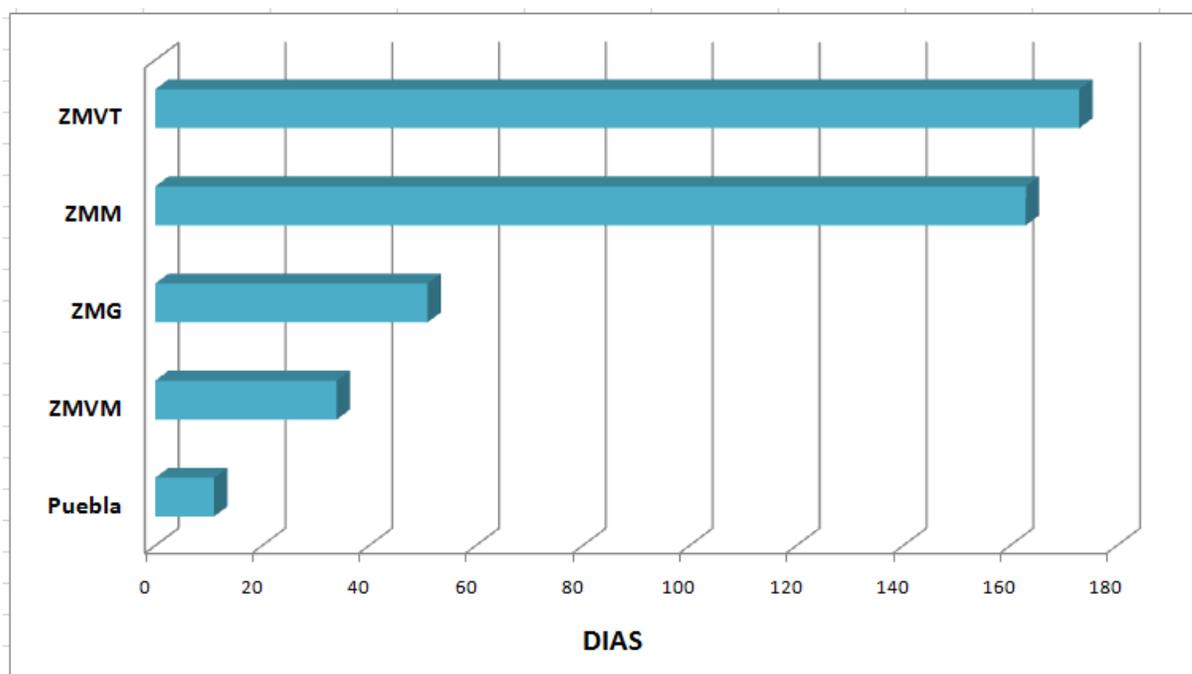


Figura 1.3 Número de días en los que se rebasa el valor de la norma de PM₁₀ (120 µg/m³) en cinco ciudades mexicanas para el año 2005, (Tomado del tercer almanaque de datos y tendencias de la calidad del aire en nueve ciudades Mexicanas, 2007).

De acuerdo con el inventario de emisiones más reciente para la ZMM –el Inventario Nacional de Emisiones de México (INEM)-, la gran mayoría de las emisiones de PM₁₀ provinieron de fuentes de área (67%), aunque las fuentes naturales también contribuyen de una manera importante en las zonas áridas, y que de acuerdo con el inventario de emisiones 1997 de la ZMM, contribuyen en un 93%. Para los precursores de ozono, las fuentes móviles tienen la mayor contribución, emitiendo un 44% de los COV's y un 69% de NO_x (INE-DGICURG., 2006).

En los Inventarios de Emisión se reportan las contribuciones de los diversos contaminantes atmosféricos en las distintas Ciudades Mexicanas. Sin embargo, en el Inventario más reciente publicado en (ProAire., 2008) para la ZMM se desconoce la contribución que tiene el aerosol secundario en el aire ambiente de esta zona. Por lo que este trabajo de tesis propone cuantificar la contribución porcentual que tienen estas partículas secundarias en los municipios de General de Escobedo y Santa Catarina.

Para comprobar la influencia del aerosol y de otras fuentes de contribución a las partículas $PM_{2.5}$ se plantea el uso de tres modelos receptores el Balance Químico de Masas (CMB) por sus siglas en inglés, el Análisis de Componentes Principales (PCA)/ Puntuaciones Absolutas de los Componentes Principales (APCS) por sus siglas en inglés, Factorización de Matrices Positivas (PMF) por sus siglas en inglés. Los modelos receptores se han desarrollado para identificar y distribuir las contribuciones de diferentes fuentes a las concentraciones de materia en partículas del aire. Los modelos receptores orientados a la distribución de fuentes infieren la contribución de las fuentes y los procesos atmosféricos a partir de mediciones de calidad del aire. La aplicación de ambos tipos de modelos a la misma situación (conjunto de datos ambientales) permite mejorar los resultados cuando estos difieren y dicha acción presta confianza si los resultados coinciden (EPA., 2007).

En general aplicando los tres modelos receptores en las ciudades de General Escobedo y Santa Catarina, se identificaron las siguientes fuentes de contribución a la masa total de $PM_{2.5}$: aerosol secundario, suelo, material geológico, industria, emisiones vehiculares, cocción, quema de biomasa y otras. La finalidad de este trabajo es mostrar las contribuciones porcentuales de cada una de estas fuentes a lo largo de las campañas de monitoreo. Posteriormente con esta información se tiene el fundamento para que los tomadores de decisiones implementen nuevos esfuerzos de control de emisiones de partículas $PM_{2.5}$.

1.2 Objetivos

Objetivo general

- Identificar las principales fuentes de emisión y formación de material particulado fino (PM_{2.5}) en dos zonas del Área Metropolitana de Monterrey mediante el uso de los modelos receptores CMB, PMF y PCA/APCS.

Objetivos específicos

- Seleccionar los perfiles de emisión de ciudades mexicanas reportados en la literatura para su posible aplicación en el CMB.
- Determinar cuáles son las principales fuentes emisoras de PM_{2.5} mediante los modelos CMB, PMF y PCA/APCS, utilizando la caracterización química de dos campañas de campo realizadas entre el 2007 y el 2008.
- Comparar los resultados obtenidos mediante los tres modelos y discutir las debilidades y fortalezas de cada uno así como posibles similitudes y diferencias.

1.3 Justificación

Los efectos que las partículas causan en la salud de las personas han estado históricamente asociados a la exacerbación de enfermedades de tipo respiratorio, tales como la bronquitis, y más recientemente también se han analizado y demostrado sus efectos sobre dolencias de tipo cardiovascular. Los últimos trabajos científicos sugieren que este tipo de contaminación, y particularmente las partículas procedentes del tráfico urbano, está asociado con incrementos en la morbi-mortalidad de la población expuesta y al creciente desarrollo del asma y alergias entre la población infantil. En el caso de las $PM_{2.5}$, su tamaño hace que sean 100% respirables ya que viajan profundamente en los pulmones, penetrando en el aparato respiratorio y depositándose en los alvéolos pulmonares, incluso pueden llegar al torrente sanguíneo. Todo ello hace que la evidencia científica esté revelando que estas partículas $PM_{2.5}$ tienen efectos más severos sobre la salud que las partículas más grandes, PM_{10} . Asimismo, su tamaño hace que sean más ligeras y por eso, generalmente, permanecen por más tiempo en el aire. Ello no sólo prolonga sus efectos, sino que facilita su transporte por el viento a grandes distancias. Los modelos receptores presentan un enfoque bien establecido para identificar y estimar las contribuciones de partículas $PM_{2.5}$, PM_{10} y COV (Compuestos Orgánicos Volátiles) en el aire.

Actualmente, el Estado de Nuevo León no dispone de estudios de calidad del aire donde se muestre la contribución a la masa total de $PM_{2.5}$ que tiene el aerosol inorgánico secundario en la Zona Metropolitana de Monterrey. En este mismo sentido, no existe conocimiento de los mecanismos dominantes de formación del aerosol fino en la atmósfera del ZMM. Por lo que la distribución de las principales fuentes $PM_{2.5}$ como la que se muestra en este trabajo de tesis, refleja un conocimiento fundamentado para que los tomadores de decisiones establezcan políticas de control de emisiones y estrategias de reducción eficaces.

1.4 Alcance

En el presente trabajo de tesis se espera obtener la contribución de las principales fuentes de formación de partículas $PM_{2.5}$ en la Zona Metropolitana de Monterrey durante dos campañas de monitoreo realizadas en los meses de noviembre y diciembre de 2007 y julio de 2008. Los resultados obtenidos en esta investigación representan un primer estudio de la contribución del aerosol inorgánico secundario en esta localidad. Con ello se pretende proporcionar la información a las autoridades pertinentes para que se establezcan programas de control de emisiones de partículas de fracción fina. Sin embargo, el presente estudio no tiene como objetivo implementar dichas acciones correctivas de reducción de emisiones contaminantes, si no el presentar la influencia del aerosol y de las otras fuentes de contribución en el aire ambiente de la ZMM utilizando los modelos receptores CMB, PMF y PCA/APCS.

1.5 Hipótesis

- La formación de aerosol secundario fino constituye una aportación importante a la masa total de fracción fina ($PM_{2.5}$) en aire ambiente de la Zona Metropolitana de Monterrey.

Capítulo 2

Marco Teórico

2.1 Efectos de las partículas $PM_{2.5}$ en la salud humana

La exposición aguda y crónica a las $PM_{2.5}$ se ha asociado con el aumento de las tasas de mortalidad y las visitas al hospital, así como enfermedades cardiopulmonares, ataques cardiacos, disminución de la función pulmonar y el asma ((Dockery y col., 1993; Ebelt y col., 2000; Peters y col., 2001; Pope y col., 1995; Vedal., 1997). Las PM son químicamente complejas, estando comprendidas de numerosos componentes primarios y secundarios, incluyendo los iones y compuestos orgánicos y decenas de elementos traza. Todavía no se sabe que componentes específicos de $PM_{2.5}$ son más propensos a causar efectos en la salud específicos, aunque estudios recientes han comenzado a abordar esta cuestión, por ejemplo (Metzger y col., 2004a, b; Peel y col., 2005; Hauck y col., 2004; Heal y col., 2005). Sin embargo, la asociación entre los resultados de salud y los componentes específicos de las $PM_{2.5}$ plantea varios problemas: no es obvio que la principal causa en los resultados de salud realmente se mida (no es práctico medir todas y cada una de las especies $PM_{2.5}$), o posiblemente, se cuantificó de forma incorrecta debido a problemas de análisis, los efectos reales para la salud pueden ser debido a una combinación de contaminantes, muchas especies están correlacionadas lo que limita la capacidad de aislar los impactos de las especies químicas en la salud humana. Un enfoque complementario es el de examinar las asociaciones entre los resultados de salud y las fuentes que contribuyen al ambiente $PM_{2.5}$ (Laden y col., 2000; Manchester-Neesvig y col., 2003; Mar y col., 2000; Tsai y col., 2000).

La mayoría de los estudios epidemiológicos anteriores se centraron en la vinculación de la exposición humana a la masa, componentes químicos y el tamaño de las PM. Estudios más recientes se han llevado a cabo para entender las asociaciones entre las fuentes de emisión de PM y exposición humana (Laden y col., 2000; Mar y col., 2000; Tsai y col., 2000; Sarnat y col., 2006). Partículas atmosféricas con diámetros inferiores que $2.5 \mu m$ ($PM_{2.5}$) tienen efectos adversos en la salud humana y la visibilidad y

contribuyen a los cambios climáticos globales por la dispersión de la luz y sirviendo como núcleos de condensación de las nubes. Un enfoque orientado a la fuente de impacto podría ayudar a dirigir y regular las fuentes que más contribuyeron a los efectos adversos para la salud. También podría permitir una mejor modelización epidemiológica de varios componentes, como el número de las principales categorías de fuentes de impacto suele ser mucho menor que el número de componentes PM. La Figura 2.1 muestra la estimación global de la mortalidad prematura anual atribuida a las $PM_{2.5}$ antropogénicas.

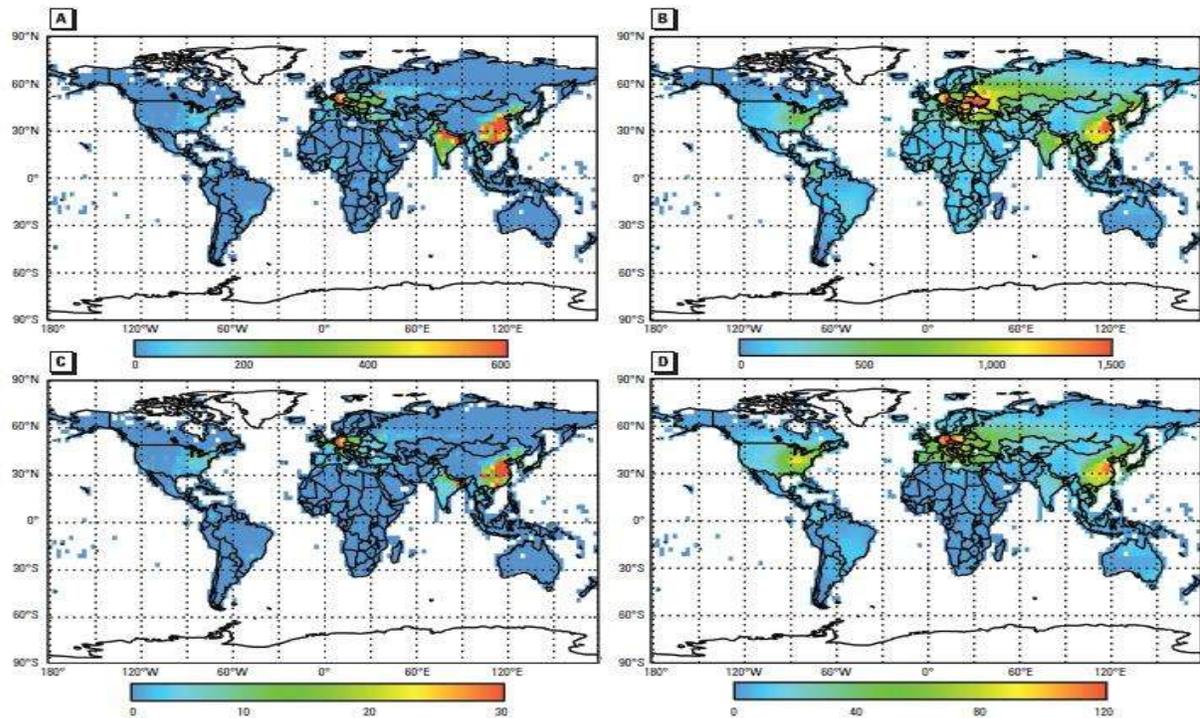


Figura 2.1 Estimación de la mortalidad prematura anual atribuida a $PM_{2.5}$ antropogénicas, para la mortalidad cardiopulmonar por cada 1000 km^2 (A), la tasa de mortalidad por 10^6 personas (B), la mortalidad por cáncer de pulmón por cada 1000 km^2 (C) y la tasa de mortalidad por cáncer de pulmón por 10^6 personas (D), (Tomado de Anenberg y col, 2010).

Por ejemplo, los estudios preliminares han encontrado una asociación entre la mortalidad y la combustión relacionada con las $PM_{2.5}$ (de vehículos de motor, la combustión de carbono y la quema de madera), pero no está relacionada con el suelo $PM_{2.5}$, en ambos cohortes (Laden y col., 2000) y estudios de series de tiempo (Mar y col., 2000). (Ito y col., 2004) menciona que la fuente orientada a la evaluación de efectos de las PM sobre la salud deben tener en cuenta la incertidumbre asociada con la representatividad espacial de las especies medidas a un monitor individual. El reciente interés en los efectos sobre la salud de la materia particulada (PM) se ha centrado en la identificación de fuentes PM que plantean los mayores riesgos para la salud. Debido a que probablemente no todas las PM son igualmente tóxicas, modelos epidemiológicos que incorporan la fuente resuelta PM pueden proporcionar un paso hacia el objetivo de los agentes causales más importantes y el perfeccionamiento de los estándares tradicionales PM basados en masa. La cuantificación de los riesgos de salud asociados con fuentes, tales como las emisiones de la quema de biomasa, centrales eléctricas, de gasolina y diesel, en lugar de los contaminantes individuales, también pueden capturar las complejas interacciones de múltiples contaminantes que refleje con mayor precisión las relaciones causales entre las PM y los efectos adversos para la salud. Son pocos los estudios epidemiológicos, sin embargo, se han incluido los datos de distribución de fuentes en sus exámenes de los efectos PM sobre la salud ((Ito y col., 2006; Laden y col., 2000; Mar y col., 2000, 2006; Ozkaynak y Thurston., 1987; Schreuder y col., 2006). La limitada aplicación de la distribución de las fuentes puede ser atribuible en parte a las incertidumbres con respecto a los métodos más eficaces para llevar a cabo la distribución de fuentes PM, así como la falta de datos adecuados de calidad del aire para su análisis.

2.2 Modelos Receptores

Los modelos receptores se han utilizado para desarrollar estrategias de reducción de emisiones para alcanzar la norma de partículas suspendidas totales, PM_{10} y $PM_{2.5}$ y el ozono (O_3), la disminución de la exposición humana a sustancias tóxicas y la mejora de la visibilidad (Buzcu-Guven y col., 2007; Feng y col., 2007; Fujita y col., 2007; Pitchford

y col., 2005; Fujita y col., 1992). La determinación de las fuentes de materia particulada (PM) formando precursores gaseosos de sulfatos, nitratos, y aerosol inorgánico secundario es también importante. Abordar estas cuestiones con los modelos receptores requiere de nuevas técnicas de medición y más y mejores formas de manejar los datos.

Los modelos receptores orientados a la distribución de fuentes a menudo se utilizan para identificar las fuentes de contaminantes en aire ambiente y para estimar la contribución de las fuentes así como las concentraciones de los contaminantes. Los modelos más utilizados son CMB, PCA/APCS, PMF y el Análisis de la Relación Gráfica para las Estimaciones de la Composición (GRACE)/ Distribución de las Fuentes mediante Factores con Restricción Explícita (SAFER) por sus siglas en inglés, incorporado en el modelo UNMIX.

2.3 Balance Químico de Masas

El modelo receptor CMB (Friedlander., 1973) expresa la concentración de diferentes propiedades químicas medidas en un sitio de monitoreo (o “receptor”) como una suma lineal de los productos de las abundancias del perfil de fuente y las estimaciones de las fuentes de contribución. Los perfiles de fuente (emisión) son la fracción masa de una sustancia química u otra propiedad en las emisiones de cada tipo de fuente que puede contribuir. Los perfiles se midieron en muestras procedentes de estas fuentes en los tiempos y lugares donde se cree que representan las composiciones de emisiones mientras se hacen las mediciones del receptor.

El CMB (Watson y col., 1984, 1990, 1991) utiliza información en fracción de la concentración de cada especie química en la fuente emisora y un estimado de la variabilidad de esas concentraciones. El CMB supone que la concentración total de una especie en particular en una muestra llamada receptor proviene de la contribución individual de diferentes fuentes. Las características físicas y químicas de los contaminantes (partículas o gases) se miden tanto en las fuentes (perfiles de emisión)

como en los muestreos en aire ambiente (concentración del receptor) con su respectivo grado de incertidumbre estimado. Se pueden tomar perfiles de emisión de otras regiones o áreas pero estos perfiles puede que solo apliquen para una fuente específica en una región determinada. Los perfiles de las calles y caminos provenientes de polvos, generalmente son diferentes de un lugar a otro. Incluso, los perfiles de emisión de una región pueden cambiar con el tiempo. Otra limitación del modelo es que no puede separar una emisión particular de contaminantes con los mismos perfiles de emisión (Seinfeld y Pandis., 2006).

Tomando estos datos como inicio, el modelo utiliza modelos de regresión lineal para explicar la variabilidad efectiva mediante la estimación por mínimos cuadrados para determinar la contribución de las fuentes del receptor (Seinfeld y Pandis., 2006). El CMB hace simplificaciones de la realidad, por lo que requiere que se cumplan los siguientes supuestos:

1. La composición de las fuentes de emisión son constantes en el período de muestreo del medio ambiente y de la fuente.
2. Las especies incluidas en el análisis no son reactivas.
3. Todas las fuentes que contribuyen significativamente con el receptor han sido identificadas y sus emisiones han sido caracterizadas.
4. El número de fuentes o categoría de fuentes es menor o igual al número de especies.
5. Los perfiles de emisión son linealmente independientes entre sí.
6. La medición de las incertidumbres es aleatoria, no correlacionada y normalmente distribuida (Watson y Chow., 2004).

A pesar de que estos requisitos pueden ser restrictivos, las desviaciones sustanciales de los mismos pueden ser toleradas en la práctica, aunque con los correspondientes incrementos en la incertidumbre de las estimaciones de las fuentes de contribución. El software del CMB (Watson y col., 1990, 1997) incluye la solución “mínimos cuadrados con varianza efectiva” (Watson y col., 1984) que propaga las precisiones de medición

tanto para los datos ambientales como para los perfiles de origen, dando estimaciones cuantitativas de incertidumbre para las estimaciones de la fuente de contribución. Esta solución también da menos peso a las propiedades químicas o físicas en las concentraciones en el ambiente o los perfiles de origen que tienen una mayor incertidumbre o variabilidad de fuente, y mayor influencia a las características de fuentes que son precisas y constantes. La solución proporciona grandes incertidumbres en las fuentes de contribución cuando los perfiles de origen son demasiado similares, o “colineales”, deben distinguirse uno de otro. Otras pruebas matemáticas y medidas de rendimiento se incluyen para evaluar la bondad de ajuste, colinealidad y sensibilidad a los parámetros del modelo seleccionado.

Otra solución comúnmente utilizada para las ecuaciones CMB es la solución “trazador”, en la cual un componente químico en particular se cree está presente sólo en un tipo de fuente única y con una relación fija a la masa emitida. La abundancia isotópica del carbono-14 es un compuesto traza que distingue biogénicos (por ejemplo, la quema de madera, el polen y las esporas, las partículas de carbono orgánico secundario formadas a partir de monoterpenos emitidos por la vida vegetal) a partir de las contribuciones de combustibles fósiles con el carbono orgánico y elemental (Currie y col., 1994; Hawthorne y col., 1992; Klinedinst y Currie., 1999). Los trazadores naturales son poco comunes y estos causan tipos de categorías de fuentes a ser innecesariamente amplias. Con el carbono-14 por sí solo, no es posible distinguir entre las contribuciones de gas, el carbón y la combustión de petróleo, o entre sus contribuciones de diferentes métodos de combustión. La solución multivariada de varianza efectiva proporciona estimaciones de las fuentes de contribución más robustas porque los sesgos positivos para algunas abundancias de las especies en un perfil se ven compensados por los sesgos negativos en la abundancia de otros. La solución multivariada no requiere que una especie trazadora se derive de un tipo de fuente única, sino que las relaciones entre muchos trazadores difieran entre los distintos tipos de fuentes.

El CMB se ha aplicado a la distribución de materia en partículas y compuestos orgánicos volátiles en el aire (Watson et al., 2001), contaminantes en suelos y sedimentos (Christensen y col., 1999; Davis y col., 1997; Kelley y col., 2000; Su y col., 1998), deposición húmeda y seca (Feeley y Liljestrand., 1983; Heaton y col., 1992) y la contaminación del agua (Jain y col., 1998; Mansuy y col., 1997; Olmez., 1989; Pena-Mendez y col., 2001; Winchester y Nifong., 1971). Muchas de estas aplicaciones involucradas se encuentran en la atribución de fuentes de combustibles fósiles, especialmente el combustible en bruto de los derrames de petróleo o escapes. El balance de masa es la base para otros modelos receptores (Watson., 1984; Watson y Chow., 2002) incluyendo el factor de enriquecimiento, eigenvector espacial y temporal (también llamado análisis de componentes principales, análisis de factores, o análisis de las funciones empíricas ortogonales), regresión lineal múltiple y modelos de redes neuronales. El contraste de los modelos receptores con los modelos de dispersión de fuente orientada, es que estos últimos (Turner., 1979; Seigneur., 1998) combinan las tasas de fuentes de emisión con los cambios meteorológicos de transporte y productos químicos para estimar las concentraciones en un receptor, y con los inventarios de emisiones que tabulan las tasas de emisiones de muchas fuentes y se utilizan a menudo para orientar la reducción de emisiones. Los modelos receptores, modelos de fuente, e inventarios de emisiones son representaciones imperfectas de la realidad, y los datos de entrada están rara vez completos. Aplicando varios de estos modelos al mismo problema ayuda a identificar y cuantificar sus imprecisiones y concentrar una mayor investigación en las áreas de mayor discrepancia (Cooper y col., 1982). Sin embargo, la falta de perfiles de fuente PM locales ha obstaculizado los intentos de hacer distribuciones de fuentes cuantitativas precisas para las ciudades. Por lo general, cada vez que el modelo Balance Químico de Masas, (Watson y col., 1997) se utiliza para la distribución de fuentes en el mundo en desarrollo, los perfiles de origen requeridos se han extraído de aquellos desarrollados en Norte América (Chen y col., 2001; Chowdhury y col., 2007; Lee y col., 2008; Park y col., 2001). La falta de perfiles de fuente de regiones específicas puede ser evitada mediante el uso de modelos estadísticos multivariados como la Factorización de Matriz Positiva (Chueinta y col., 2000; Hien y col., 2004), Análisis de Factores de regresión múltiple (Okamoto y col.,

1990) o el Análisis de Factores simple ((Kavouras y col., 2001; Chimidza y Moloji., 2000). Sin embargo, estos modelos multivariados requieren un gran número de muestras ambientales (Henry y col., 1984) que pueden no estar disponibles fácilmente en la mayoría de los países en desarrollo. Independientemente del tipo de modelos receptores utilizados, los perfiles de origen de las principales fuentes de emisión de PM en los países en desarrollo sin duda aumentan la confianza en los resultados de los modelos receptores para estas ubicaciones.

2.4 Análisis de Factores

Las técnicas de Análisis de Factores (FA) por sus siglas en inglés, son métodos de análisis multivariados de datos que se utilizan en los estudios ambientales para estimar el número y la composición de las fuentes, así como sus contribuciones a las muestras tomadas en los receptores. El Análisis de Componentes Principales, es una de las formas comunes de FA (Jolliffe., 1986). Este método extrae los componentes principales, explicando parte de la varianza de la matriz de datos que luego son cualitativamente interpretados como posibles fuentes (Wolff y col., 1985). Sin embargo, este método adolece de varios inconvenientes (Paatero y col., 1993). Un nuevo enfoque del FA llamado Factorización de Matriz Positiva fue desarrollado por (Paatero., 1997, 1999). Este modelo utiliza un enfoque de mínimos cuadrados ponderados e impone restricciones de no negatividad para el montaje del modelo de Análisis de Factores. Conjuntos de datos bastante grandes, con las incertidumbres razonables son necesarias tanto en el PCA y el modelo PMF con el fin de producir buenos resultados. Sin embargo, la obtención de tales conjuntos de datos es a menudo difícil y costosa. Además, puede ser necesaria para diferenciar las contribuciones de fuentes en las diferentes temporadas o durante episodios específicos de duración limitada de contaminación. En tales casos, grandes conjuntos de datos pueden no estar disponibles.

El Análisis de Componentes Principales se utiliza a menudo como herramienta de exploración para identificar las principales fuentes de emisiones de contaminantes

atmosféricos y para seleccionar los trazadores de origen estadísticamente independientes. (Thurston y Spengler., 1985; Harrison y col., 1996; Bruno y col., 2001; Miller y col., 2002; Guo y col., 2003). (Henry y Hidy., 1979, 1982) caracterizaron fuentes potenciales de partículas de sulfato en cuatro ciudades de Estados Unidos mediante la ejecución del Análisis de Componentes Principales a una mezcla de la calidad del aire y variables meteorológicas. (Kleinman y col., 1980) identificaron y estimaron la importancia relativa de las fuentes de partículas en el aire utilizando las técnicas de PCA. (Thurston y Spengler., 1985) aplicaron el Análisis de Componentes Principales a los datos de Boston de composición de partículas inhalables elementales para estimar fuentes de partículas en Boston. En Inglaterra, (Harrison y col., 1996) identificaron las principales categorías de fuentes de contaminación del aire de hidrocarburos aromáticos policíclicos ambientales por medio del PCA. Recientemente, las técnicas de Análisis de Componentes Principales se han utilizado para evaluar las fuentes de gases atmosféricos contaminantes, tales como los compuestos orgánicos volátiles (COV's), carbonilos, óxidos de nitrógeno (NOx) y monóxido de carbono CO (Bruno y col., 2001; Miller y col., 2002).

Para cuantificar las contribuciones de todas las fuentes para cada contaminante medido, el método APCS se utiliza a menudo. El APCS fue propuesto por (Thurston y Spengler., 1985). El cómputo de APCS para cada muestra es seguido por la regresión de las concentraciones de masa de las muestras en estas APCS para derivar cada contribución estimada de masa de las fuentes identificadas (Thurston y Spengler., 1985). (Harrison y col., 1996) estimaron las contribuciones de las especies contaminantes para cada grupo de fuente basado en las técnicas PCA y APCS. Al utilizar el modelo receptor PCA/APCS, (Bruno y col., 2001) identificaron el número de fuentes de emisión y su contribución a las concentraciones medidas de CO, NOx, benceno, tolueno y el m+p-Xyleno. (Miller y col., 2002) intentaron distribuir las fuentes de compuestos orgánicos volátiles en ambientes interiores mediante la aplicación del modelo PCA/APCS a los datos de estudio TEAM (Metodología de Evaluación de la Exposición Total) por sus siglas en inglés. El enfoque PCA/APCS presenta una técnica de distribución de las fuentes que requieren un mínimo de entradas respecto a las

características de la fuente, pero proporcionan información cuantitativa respecto a ambos perfiles de origen y sus impactos. Si bien los aspectos teóricos de este enfoque son un poco complejos, es fácil de realizar en la práctica, requiriendo solo los componentes principales y procedimientos de regresión rutinarios disponibles en paquetes informáticos estadísticos estándar (Thurston y Spengler., 1985).

Varios estudios de distribución de las fuentes $PM_{2.5}$ se han realizado para entender las fuentes y las contribuciones de $PM_{2.5}$ en el sureste de los Estados Unidos (Kim y col., 2003; Kim y col., 2004; Kim y col., 2006; Liu y col., 2005; Marmur y col., 2005; Marmur y col., 2006; Park y col., 2006; Zheng y col., 2002; Zheng y col., 2006). Estos estudios demuestran la aplicabilidad de los diferentes métodos de distribución de fuentes y modelos para probar la representatividad espacial y temporal de los resultados del modelo, los cuales apoyan los esfuerzos para desarrollar estrategias de gestión de $PM_{2.5}$ con la mayor promesa de éxito para los diferentes lugares en el sureste de los Estados Unidos. La mayoría de estos estudios aplicaron el Balance Químico de Masas y la Factorización de Matrices Positivas, los modelos, soportados con otras observaciones impulsadas por manipulaciones estadísticas (relaciones de las especies, normalizaciones, adiciones de marcadores específicos y trayectorias) para evaluar o mejorar el rendimiento matemático de los modelos.

Algunos estudios recientes también compararon los resultados de distribución de fuentes de diferentes modelos receptores aplicados al mismo conjunto de datos, lo que demuestra que las diferencias resultantes son debidas a la incertidumbre inherente de la aproximación multivariada (Pekney y col., 2006; Hopke y col., 2006; Chen y col., 2007). Por lo tanto, la estimación de incertidumbre absoluta de los resultados del modelo receptor sigue siendo complicada, especialmente con respecto a la representatividad espacial limitada de los resultados a través de las grandes áreas urbanas (posiblemente debido a la influencia de diferentes fuentes locales). Un reciente énfasis en el uso de PMF de distribución de fuentes de $PM_{2.5}$ pidió la documentación más completa y transparente para ayudar a desarrollar protocolos y procedimientos necesarios para guiar al usuario a lo largo de las diversas decisiones en el proceso,

para lograr que los resultados sean consistentes y reproducibles, y para indicar que la investigación futura es necesaria para mejorar en general el modelo de aplicabilidad (Reff y col., 2007).

Con el fin de gestionar la calidad del aire PM, se requiere la información sobre la contribución de las fuentes cuantitativas. Un inventario detallado de emisiones puede proporcionar dicha información, sin embargo, siendo intensivo en recursos está raramente disponible en zonas urbanas de los países en desarrollo. En consecuencia, existe un esfuerzo creciente para calcular las contribuciones de las fuentes utilizando modelos receptores (Kim Oanh y col., 2009).

Capítulo 3

Metodología

En este capítulo se describen las campañas de monitoreo y los criterios para la selección del Área de estudio. También se describe el fundamento matemático de los modelos receptores CMB, PMF y PCA/APCS.

3.1 Campaña de monitoreo

Se eligieron dos áreas de estudio para la campaña de monitoreo ambiental, las ciudades de General Escobedo y Santa Catarina, Nuevo León. Estas ciudades se encuentran al poniente (oeste) del Área Metropolitana de Monterrey (AMM), Escobedo al Noroeste y Santa Catarina al Suroeste. El AMM está formada por 9 municipios: Monterrey, Guadalupe, General Escobedo, Santa Catarina, García, San Pedro Garza García, Apodaca, Ciudad Benito Juárez y San Nicolás de los Garza. La Figura 3.1 muestra la ubicación del AMM en la República Mexicana y la Figura 3.2 muestra los sitios de monitoreo seleccionados y las estaciones de monitoreo automático del SIMA (Sistema Integral de Monitoreo Ambiental).

3.1.1 Área de estudio

La selección del área de estudio se realizó por dos tipos de criterio. El primer criterio fue de tipo administrativo. Para protección de los equipos de muestreo se buscó que éstos estuvieran ubicados en oficinas municipales que contaran con vigilancia las 24 horas del día, siete días de la semana. En ambos sitios se presentaron las facilidades para que los equipos de muestreo se instalaran, contaran con vigilancia y, además, se tuviera facilidad de acceso las 24 horas del día, 7 días de la semana.

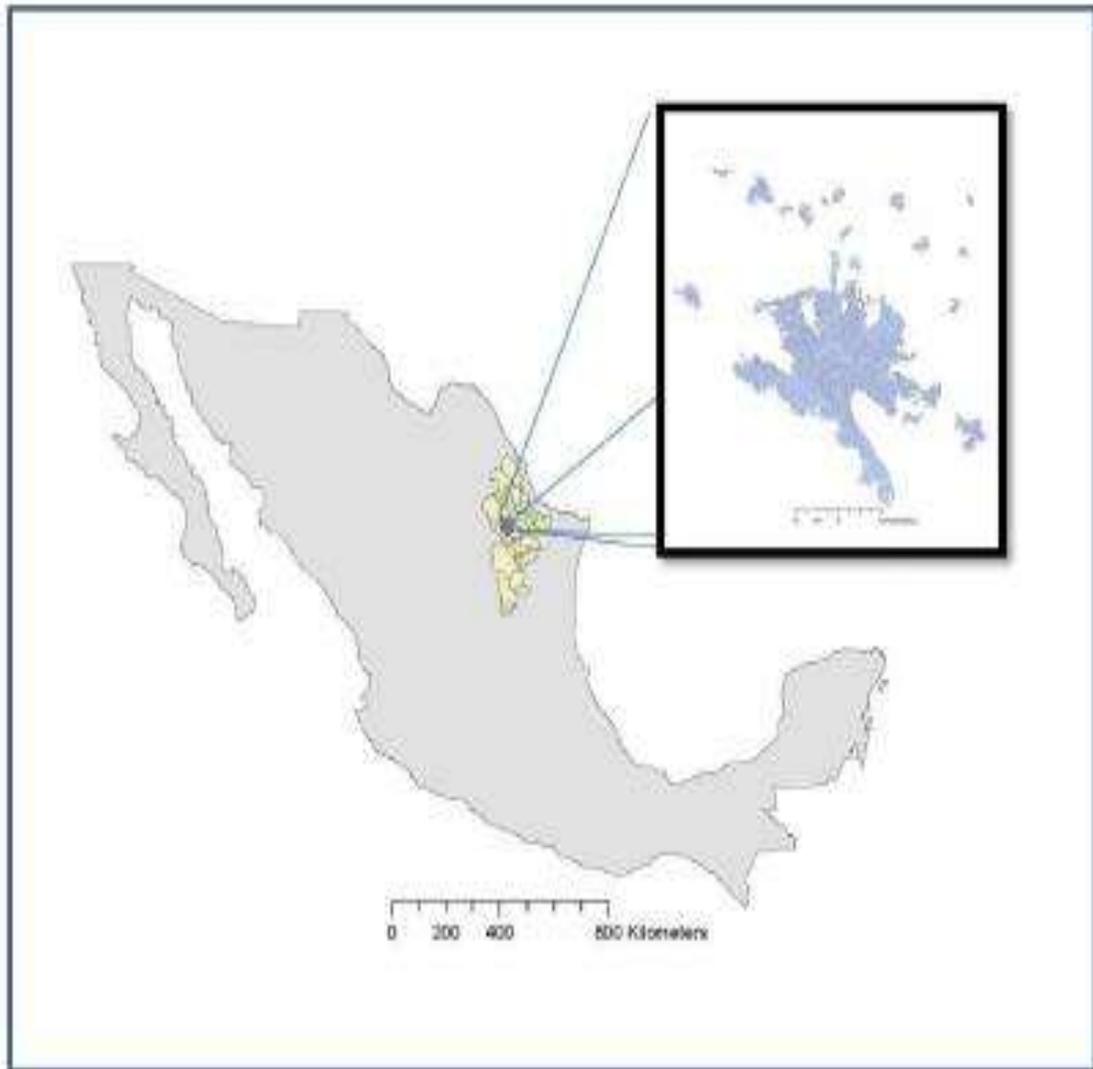


Figura 3.1 Ubicación del Estado de Nuevo León y el AMM.

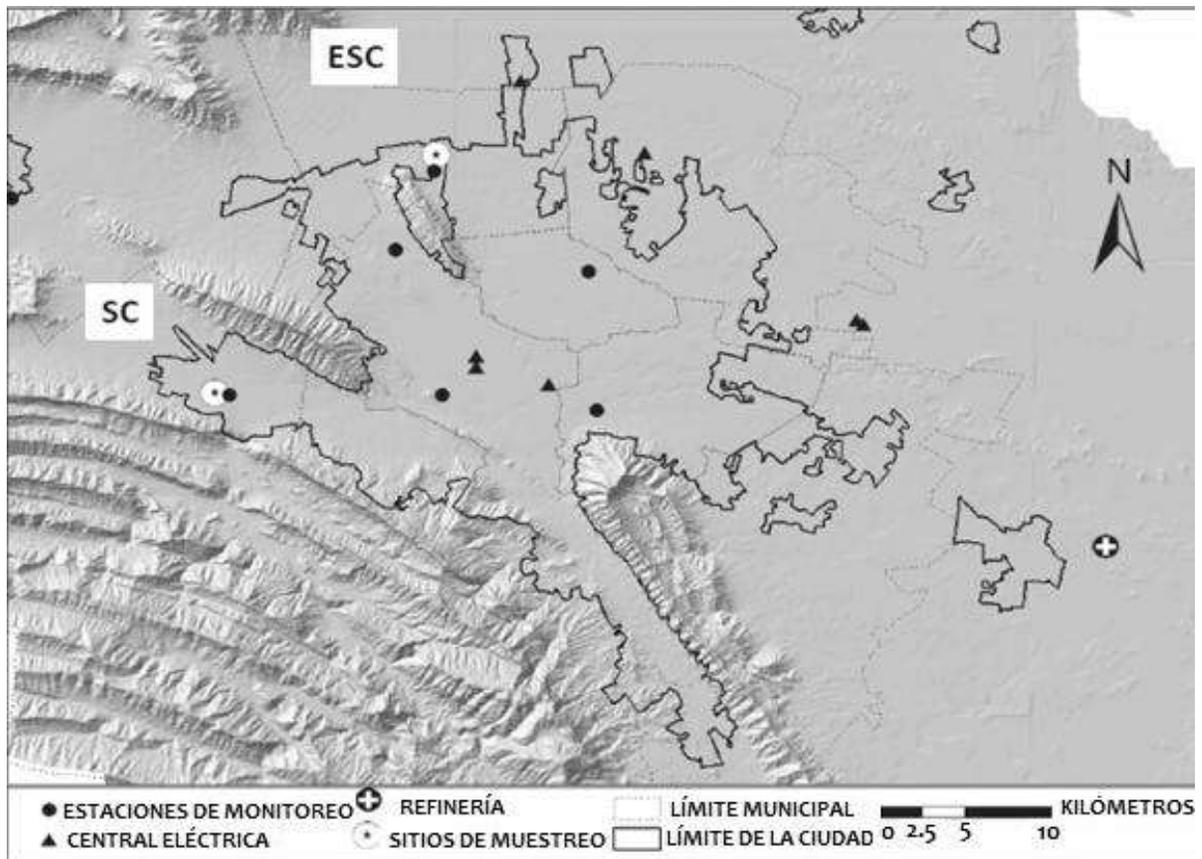


Figura 3.2 Ubicación de las estaciones del SIMA y los sitios de monitoreo de Escobedo y Santa Catarina.

El segundo criterio fue que los niveles de contaminación históricos reportados por las estaciones del SIMA, muestran que Santa Catarina es la estación de monitoreo que presenta las mayores concentraciones de $PM_{2.5}$ promedio anuales. Se decidió que Santa Catarina debería estar como uno de los sitios en el estudio y el segundo sitio de monitoreo, Escobedo, fue seleccionado para contrastar las mediciones de $PM_{2.5}$ obtenidas en Santa Catarina con otro sitio situado al oeste del AMM pero al norte del sitio Santa Catarina. La Tabla 3.1 muestra las concentraciones promedio anuales $PM_{2.5}$ en $\mu g/m^3$ medidas en siete estaciones de monitoreo en el Área Metropolitana de Monterrey.

Tabla 3.1 Concentraciones promedio anuales PM_{2.5} (µg/m³) medidas en siete estaciones de monitoreo en el AMM en el período de 2003 al 2009.

ESTACIÓN	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Promedio Anual
SE (La Pastora)	26.74	26.96	ND	ND	32.02	25.91	16.25	25.58
NE (San Nicolás)	30.24	31.86	30.57	34.4	33.97	33.8	31.8	32.37
Centro (Obispado)	27.83	29.9	28.92	27.2	27.9	26.39	26.14	27.75
NO (San Bernabé)	29.87	30.18	27.03	30.4	30.5	29.08	29.6	29.53
SO(Santa Catarina)	33.74	34.68	36.54	43.2	34.58	33.42	28.19	34.9
NO_2(García)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	23.79	23.79
Norte (Escobedo)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	23.95	23.95
Promedio Anual	29.68	30.72	30.77	33.8	31.79	29.72	25.67	30.31

3.2 Balance Químico de Masas

El CMB consiste en resolver, mediante mínimos cuadrados, un conjunto de ecuaciones lineales, las cuales expresan tanto las concentraciones ambientales de las especies químicas, como la suma del producto de la composición y contribución de las fuentes de emisión. Estas ecuaciones son una consecuencia directa de la ley de conservación de la masa (Watson y col., 1990):

$$C_i = \sum_{j=i}^J F_{ij} \cdot S_j \quad (\text{Ec. 3.1})$$

En donde:

C_i = concentración de la especie “i” medida en el sitio receptor.

i = especie química. $i = 1,2,\dots,I$

j = fuente que contribuye $j = 1,2,\dots,J$

F_{ij} = fracción de las emisiones de la especie “i” a partir de la fuente “j”

S_j = contribución calculada de la fuente “j”

Si el error de la medición se considera en la ecuación (3.1), esta puede escribirse como:

$$C_i = \sum_{j=i}^J F_{ij} \cdot S_j + e_i \quad (\text{Ec. 3.2})$$

e_i = error aleatorio de la medición para la especie i .

La concentración de la especie i en el receptor (C_i) puede ser medida en el sitio receptor. Los perfiles de emisión (F_{ij}) pueden ser obtenidos de estudios anteriores en el sitio de estudio o bien sitios similares. También se puede utilizar la base de datos de especiación química de la EPA (Agencia de Protección Ambiental) por sus siglas en inglés, (SPECIATE, versión 4.2). Para obtener una solución única de la ecuación (3.2), el número de especie i debe ser mayor o igual al número de fuentes j .

Para encontrar la contribución de las diferentes fuentes de contaminación en el receptor, S_j debe resolverse de la ecuación (3.2). Existen diferentes métodos para resolver las ecuaciones del CMB: (1) una solución con trazador; (2) solución basada en programación lineal D-2; (3) solución usando mínimos cuadrados ponderados con o sin un intercepto; (4) mínimos cuadrados ponderados de una regresión Ridge con o sin intercepto; (5) mínimos cuadrados con varianza efectiva con o sin intercepto (EPA 2004).

3.2.1 Algoritmo del modelo

El modelo CMB aplica la varianza efectiva ponderada para la solución de mínimos cuadrados en la ecuación (3.2) dado que esta solución provee una estimación realista de las incertidumbres de la contribución de las fuentes y provee una mayor influencia a las especies químicas con menores valores de incertidumbre tanto en la fuente como en las mediciones del receptor que otras especies con alto valor de incertidumbre. La solución de la varianza efectiva es obtenida minimizando las sumas ponderadas de los cuadrados de las diferencias entre los valores medidos y calculados de C_i y F_{ij} (Britt y Luecke., 1973; Watson y col., 1984). La solución del algoritmo es un procedimiento

iterativo que calcula un nuevo valor de S_j basado en la S_j estimada de la interacción previa. El algoritmo se describe con las ecuaciones (3.3) a (3.8) mediante el siguiente procedimiento de cinco pasos (el superíndice k se usa para designar el valor de una variable en la k -ésima iteración).

1. Inicializar igualando la contribución de la fuente con cero.

$$S_j^{k=0} = 0 \quad j = 1, 2, \dots, J \quad (\text{Ec. 3.3})$$

2. Calcular los componentes de la diagonal de la matriz de varianza efectiva V_e . Todos los componentes fuera de la diagonal son iguales a cero.

$$V_{eii}^k = \sigma_{C_i}^2 + \sum (S_j^k)^2 \cdot \sigma_{F_{ij}}^2 \quad (\text{Ec. 3.4})$$

3. Calcular el $k+1$ valor de S_j .

$$S_j^{k+1} = \left(\mathbf{F}(V_e^k)^{-1} \right)^{-1} \mathbf{F}^T (V_e^k)^{-1} \mathbf{C} \quad (\text{Ec. 3.5})$$

4. Probar la $(k+1)$ -enésima iteración de la S_j contra la k -enésima iteración. Si difieren por más de 1%, entonces hacer la siguiente iteración. Si difieren por menos del 1%, entonces termina el algoritmo.

$$S_i |(S_j^{k+1} - S_j^k) / S_j^{k+1}| < 0.01, \text{ ir a paso 2} \quad (\text{Ec. 3.6})$$

$$S_i |(S_j^{k+1} - S_j^k) / S_j^{k+1}| \leq 0.01, \text{ ir a paso 2} \quad (\text{Ec. 3.7})$$

5. Asignar el $(k+1)$ -enésima iteración a S_j y σ_{S_j} . Todos los cálculos restantes se realizan con estos valores finales.

$$\sigma_{S_j}^2 = \left[\mathbf{F}(V_e^{k+1})^{-1} \mathbf{F}_{jj} \right]^{-1} \quad j = 1, 2, \dots, J \quad (\text{Ec. 3.8})$$

Donde:

$\mathbf{C} = (C_1 \dots C_I)^T$, un vector columna con C_i como el i -enésimo componente

$\mathbf{S} = (S_1 \dots S_J)^T$, un vector columna con S_j como el j -enésimo componente

\mathbf{F} = una matriz $I \times J$ de F_{ij} , la matriz de composición en la fuente

σ_{C_i} = una desviación estándar de incertidumbre de la medición C_i

$\sigma_{F_{ij}}$ = una desviación estándar de incertidumbre de la medición F_{ij}

V_e = matriz diagonal ($I \times I$) de la varianza efectiva

Los criterios estadísticos que deben de cumplirse para la evaluación de los resultados obtenidos por el modelo son los siguientes:

1. El estimado de la contribución de la fuente (ECF): La suma de las concentraciones obtenidas por el CMB debe ser aproximado a la concentración másica total. Un valor negativo de la contribución de la fuente no tiene significado físico, pero puede ocurrir cuando el perfil de emisión es colineal con otro perfil o cuando la contribución de la fuente es cercana a cero.

2. Error Estándar (Err. Est.): Es la incertidumbre del ECF expresado como una desviación estándar simple de la estimación de la contribución de la fuente más probable. El error estándar refleja la incertidumbre de los datos del ambiente, los perfiles de emisión y la colinealidad entre diferentes perfiles. El Err. Est. se estima propagando la incertidumbre estimada de los datos del receptor y los perfiles de emisión en la fuente a través del cálculo de la varianza efectiva por mínimos cuadrados. Su magnitud es función de las incertidumbres en los datos de entrada y la cantidad de colinealidad (grado de similitud) entre los perfiles de emisión. Dos o tres veces el error estándar puede ser tomado como un límite superior de la fuente contribución.

3. El estadístico T (T-stat) es la razón entre ECF y el Err. Est. Un valor de T-stat mayor a 2.0 indica que el tipo de fuente contribuye a la concentración estimada, por ejemplo tipos de fuentes con contribuciones menores a los límites de detección.

4. La R-cuadrada (r^2) es la fracción de la varianza de las concentraciones medidas que es explicada por la varianza de las concentraciones de las especies calculadas. Se determina por la regresión lineal los valores medidos contra los valores calculados de las especies ajustadas. La r^2 toma valores de 0 a 1.0. Mientras más cercano es el valor a 1.0 mejor explica la contribución de la fuente a las concentraciones medidas. Cuando r^2 es menor a 0.8 el estimado de la contribución por la fuente no explica a las observaciones adecuadamente.

5. La Chi-cuadrada es un estadístico similar a la R-cuadrada, solo que además considera la incertidumbre de las concentraciones de las especies calculadas. Cuando no hay diferencia entre los valores calculados y las concentraciones de las especies

medidas, Chi-cuadrada es igual a cero. Un valor menor a 1 indica un buen ajuste de los datos siendo aceptable un valor entre 1 y 2. Valores de Chi-cuadrada mayores a 4 indica que una o más concentraciones de especies no son bien explicadas por el estimado de la contribución de la fuente. Valores de Chi-cuadrada entre 0 y 4 se consideran aceptables.

6. Los grados de libertad (GL) es igual al número de especies ajustadas menos el número de fuentes ajustadas. Las soluciones con GL grandes son más estables y robustas que aquellas con GL pequeños. Se considera un valor aceptable de GL cuando es mayor a 5.

7. El porcentaje de la masa (% masa) es la suma de la masa individual de las contribuciones para cada una de las fuentes. Este valor debería ser igual a 100%, sin embargo se considera aceptable valores entre el 80 y 120%. Debido a que el porcentaje masa se calcula con valores estimados de concentración en la fuente no siempre es posible obtener el 100%.

La asignación de una fuente específica de una porción de la masa de $PM_{2.5}$ depende de los perfiles de emisión utilizados. Los perfiles de emisión que fueron usados en el presente estudio fueron los reportados para la ciudad de Mexicali, B.C. (Watson y Chow., 2001b) y para la ciudad de México (Vega y col., 2001; Vega y col., 2009), además de perfiles de emisión para nitrato y sulfato secundario (Watson y Chow., 1994). Los perfiles de emisión (concentración e incertidumbre) se presentan en el Apéndice A. En el presente trabajo se utilizó el balance químico de masas, CMB 8.2 para la asignación de posibles fuentes.

Para la identificación las fuentes, cada perfil de emisión debe agruparse en una fuente específica. A continuación se presentan las categorías de fuentes que se utilizaron para este trabajo.

1. Material Geológico: Análisis de polvos de diversas fuentes como calles sin pavimentar, suelos agrícolas, polvo de cemento, etc.

2. Emisiones vehiculares: Material particulado de escape de automóviles que usan gasolina, muestreados en avenidas, intersecciones o túneles.

3. Diesel: Material particulado del escape de automóviles que usan diesel.

4. Cocción: Emisiones de proceso de preparación de comida.

5. Nitrato de Amonio Secundario.

6. Sulfato de Amonio Secundario.

La Tabla 3.2 muestra los perfiles de las diferentes fuentes que se emplearon para la aplicación del CMB en cada categoría. En el Anexo A.17 se describen los perfiles de emisión utilizados en este modelo.

Tabla 3.2 Perfiles de emisión por categoría de fuente.

Categoría de Fuente	Perfiles de Emisión incluidos
Material Geológico	IMRDC, ICBDC, ICRDC, CPV, CNP, SAG, ALG, ETX, MAR, CEZ, RST, ASF, CM, GRA, TZT, y perfil promedio PR01
NH ₄ NO ₃ secundario	AMINIT y perfil promedio PRO2
(NH ₄) ₂ SO ₄ secundario	AMSUL y perfil promedio PRO2
Emisiones Vehiculares	IMRSC, IMRSCC, IMRSEC, IMRSIC, IMRSJC, IMRSUC, CTE, CTS, CTO, ANE, ANS, PNT, PCN, PCX, PZM, CHT, NAT, IYN, CRN, XRD
Diesel	CNN, CNS, CCS, CCL, TOS, TOL
Industrial	ICBDA, ICBDA1, IMGPEC
Cocción	IMTSA, IMTSC, TLV, RSA, CET, LGJ

3.3 Factorización de Matrices Positivas

El PMF es un desarrollo reciente en la clase de técnicas en de análisis de datos denominada análisis de factores (Paatero y col., 1994), en el cual el problema fundamental es resolver las identidades y contribuciones de los componentes de una mezcla desconocida (Malinowski y col., 2002). PMF se ha utilizado ampliamente para la distribución de las fuentes de las partículas del aire (PM), donde el objetivo es resolver la mezcla de las fuentes que contribuyen a las muestras PM. PMF es especialmente aplicable al trabajo con datos ambientales, ya que: (1) incorpora las incertidumbres a menudo asociadas con las mediciones de muestras ambientales y (2) fuerza a todos los valores en los perfiles y contribuciones a no ser negativos, lo cual se apega más a la realidad que soluciones usadas previamente como el análisis de componentes principales.

A pesar del amplio uso del PMF, existe una variación considerable en los procedimientos seguidos y las decisiones tomadas para el reparto de las fuentes ambiente PM usando el PMF. Los procedimientos de modelado se pueden dividir en tres grandes pasos:

- 1) La preparación de datos a modelar.
- 2) Tratamiento de los datos PMF para desarrollar una solución viable y sólida.
- 3) La interpretación de la solución.

Las decisiones específicas, tales como la creación de la incertidumbre de los datos, la selección del mejor número de factores y el tratamiento de los datos atípicos deben hacerse al llevar a cabo estos pasos.

3.3.1 Método PMF

La forma del modelo PMF más utilizado para analizar redes de datos PM es el modelo bilineal que expresa las observaciones de las especies PM como la suma de las contribuciones de una serie de perfiles de origen invariantes del tiempo. Específicamente, el modelo matemático en forma de matriz es el siguiente:

$$X = G \cdot F + E \quad (\text{Ec. 3.9})$$

O en notación de índices:

$$x_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj} + e_{ij} \quad (\text{Ec. 3.10})$$

Donde:

x_{ij} = es la concentración de las j especies medidas en la muestra i

p = es el número de factores contribuyendo a las muestras

f_{kj} = es la concentración de las especies j en el perfil de factor k

g_{ik} = es la contribución relativa del factor k a la muestra i

e_{ij} = es el error del modelo PMF para las j especies medidas en la muestra i .

En la literatura, los factores resueltos por PMF son a menudo interpretados como fuentes, aunque no son necesariamente sinónimos (Poirot y col., 2001). El objetivo es encontrar valores de g_{ik} , f_{kj} y p que mejor reproduzcan x_{ij} . Los valores de g_{ik} y f_{kj} son ajustados hasta que un mínimo valor de Q se encuentra para un p dado. Q se define como:

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left(\frac{e_{ij}}{\sigma_{ij}} \right)^2 \quad (\text{Ec. 3.11})$$

Donde σ_{ij} es la incertidumbre de la concentración de las especies j th en la muestra i , n es el número de muestras y m es el número de especies.

3.3.2 Preparación de datos

Inicialmente, todas las especies disponibles y muestras ambientales en un conjunto de datos son típicamente consideradas para la distribución de fuentes PM con el PMF, a continuación los análisis suelen ser usados para la exclusión de especies específicas, muestras o mediciones individuales. Iones PM, carbono y metales son frecuentemente incluidos en la matriz de datos para ser analizados con PMF, y otras mediciones, como especies gaseosas, parámetros meteorológicos y partículas de hidrocarburos aromáticos policíclicos, también se han usado ocasionalmente (Liu y col., 2003; Qin y Oduyemi., 2003; Polissar y col., 1996). Seis consideraciones comunes en la

preparación de los datos PM para el análisis PMF y los métodos para tratar con estas son: especies de relevancia, mediciones duplicadas, los datos faltantes, mala o desconocida calidad de los datos y el reparto de la masa total PM. Cada uno se discuten a continuación.

Especies de relevancia

Los modelos receptores, tales como el PMF, asumen implícitamente que las mediciones temporalmente se originan de la misma fuente. Las mediciones que no son indicativas de ninguna fuente esperada a contribuir a las muestras bajo estudio son, por lo tanto, descartadas de algunos análisis PMF. Presumiblemente, esto se justifica por la expectativa de que tales medidas solo actuarán como una fuente de ruido y van a interferir con el proceso de ajuste del modelo PMF. (Hung y col., 1999), calcularon soluciones PMF con y sin “elementos débiles” (definidos como especies con “dificultades analíticas o valores anómalos”), encontraron que incluyendo esos elementos tienden a resultar en factores PMF físicamente sin sentido, y concluyeron que la exclusión de los elementos débiles mejoraron los análisis PMF.

Mediciones duplicadas

Algunos estudios han incluido ya sea azufre o sulfato como una especie de ajuste pero no ambos. Una justificación común que se da para excluir una de estas especies es para evitar la doble contabilidad de los átomos de azufre (Kim y Hopke., 2004; Ito y col., 2004; Maykut y col., 2003; Kim y Hopke., 2004; Zhao y Hopke., 2004). La doble contabilidad también ocurre si pares de elementos y especies iónicas son usados como Na y Na⁺, K y K⁺, Ca y Ca⁺², Mg y Mg⁺², o Cl y Cl⁻ (Kim y Hopke., 2004; Hien y col., 2005; Kim y col., 2005). Del carbono también puede haber un doble cómputo mediante la inclusión de OC (carbono orgánico) y EC (carbono elemental), así como carbono total. No se encontró literatura que discuta acerca sobre la doble contabilidad del carbono.

Datos faltantes

PMF requiere que los valores estén presentes en todas las entradas de una matriz de datos para su análisis. Mediciones de especies faltantes en muestras individuales deberán, por tanto, ser tratadas de alguna manera. Tres enfoques generalmente han sido utilizados en trabajos anteriores. El primer enfoque consiste en eliminar las muestras (filas de la matriz de datos) para cualquier medición faltante. Este enfoque es generalmente usado cuando ya sea una especie clave o varias especies son mediciones faltantes (Huang y col., 1999; Zhao y Hopke., 2004). Un segundo enfoque consiste en eliminar las especies (columnas de la matriz de datos) completamente a partir del análisis PMF. Esto es típicamente usado cuando falta un gran porcentaje de las observaciones de las especies (Zhao y Hopke., 2004; Lee y col., 1999). El tercer método consiste en introducir un valor y asociar una gran incertidumbre a este valor por lo que tendrá poca influencia en el modelado del PMF.

Mala o desconocida calidad de los datos

Recientemente, (Paatero y Hopke., 2003) proporcionaron sugerencias detalladas para ajustar las incertidumbres y las especies que caen del análisis PMF basados en la relación señal-ruido de las mediciones. Este método ha visto un cierto uso en análisis PMF de datos PM desde su propuesta (Zhao y Hopke., 2004; Kim y col., 2005). A veces, un análisis PMF inicial revela especies que están mal ajustadas por el modelo (como se evidencia por los residuos a escala grande o no distribuidas normalmente), y ejecuciones posteriores se realizan con aquellas especies ponderadas hacia abajo (Kim y col., 2003; Kim y col., 2003).

Reparto de la masa total PM

Si el propósito de la aplicación del modelo receptor es repartir la masa PM, entonces uno de los dos enfoques generales se utiliza. El primero consiste en incluir la masa PM como una especie en la matriz de datos para ser analizada con el PMF (Kim y col., 2005; Kim y col., 2005). Si la masa PM es incluida en la matriz de datos de entrada del PMF, entonces el modelo PMF distribuye la PM para cada factor del mismo modo que reparte las otras especies.

El segundo método de reparto de la masa total de PM es excluir las mediciones de la masa total PM de la matriz de datos y la regresión de las contribuciones de los factores PMF en las mediciones de la masa PM (Ramadan y col., 2000; Kim y Hopke., 2004; Buzcu y col., 2003; Ito y col., 2004; Maykut y col., 2003; Kim y col., 2003; Liu y col., 2005; Poirot y col., 2001; Polissar y col., 2001; Polissar y col., 1998; Liu y col., 2003; Kim y Hopke., 2004; Lee y col., 2002; Zhao y Hopke., 2004; Hedberg y col., 2005; Hien y col., 2004; Tsai y col., 2004; Lee y col., 2003; Wang y Shooter., 2005; Song y col., 2001; Kim y col., 2004; Liu y col., 2003) como se muestra en la siguiente ecuación:

$$PM_i = \sum_{k=1}^p g_{ik} a_k \quad (\text{Ec. 3.12})$$

Donde:

PM_i es la medición de masa total PM de la muestra i , y a_k es el coeficiente de regresión para el factor k resultante de la regresión de las contribuciones de los factores (g_{ik}) en PM_i . En la regresión, a menudo se asume que las variables explicativas (g_{ik}) son libres de errores, pero esta suposición no es válida. Los partidarios del segundo enfoque sostienen que los valores negativos de a_k son una buena indicación de que muchos factores han sido utilizados en el modelado PMF.

3.3.3 Análisis PMF

Después de que la matriz de datos e incertidumbre son creadas, se introducen a un programa PMF para la distribución de las fuentes $PM_{2.5}$. Las dimensiones de la matriz F (perfiles) y la matriz G (contribuciones) son determinadas por la selección que se decida del número de factores (p) para el ajuste de los datos. Valores en las matrices F y G son iterados hasta que un valor mínimo de Q es encontrado o el límite en el número de iteraciones se excede, en cuyo caso se dice que el PMF no converge.

Los pasos para producir una solución PMF son:

1. Determinar los parámetros de la corrida PMF.
2. Ejecutar el programa PMF.
3. Examinar el ajuste del modelo.

4. Evaluar las incertidumbres de la solución

Parámetros PMF.

Antes de ejecutar un análisis PMF, se deben establecer los parámetros que el programa utiliza. Los parámetros bajo el control y la forma típica de usarlos se discuten a continuación.

Modo robusto y datos atípicos.

El algoritmo PMF es esencialmente una técnica de mínimos cuadrados ponderada que describe las relaciones entre las mediciones de las especies. Está diseñado para describir el comportamiento promedio de los datos, que puede ser perturbado por las mediciones atípicas presentes en los datos y las matrices de incertidumbre. La influencia de estos datos en las soluciones PMF ha sido disminuida con mucha frecuencia utilizando el modo robusto. Cuando el modo robusto es usado, Q es definido como:

$$Q_{ROBUSTA} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left(\frac{e_{ij}}{h_{ij}\sigma_{ij}} \right)^2 \quad (\text{Ec. 3.13})$$

Donde

$$h_{ij} = 1 \text{ para } \left| \frac{e_{ij}}{\sigma_{ij}} \right| \leq \alpha$$

$$h_{ij} = \left| \frac{e_{ij}}{\sigma_{ij}} \right| / \alpha \text{ para } \left| \frac{e_{ij}}{\sigma_{ij}} \right| > \alpha$$

En el modo robusto, el algoritmo PMF intenta minimizar $Q_{ROBUSTA}$ en lugar de Q como se define en la ecuación (3.11) en lo sucesivo, esta Q se conoce como $Q_{VERDADERA}$).

Número de Factores

La solución PMF con un valor de Q (ya sea $Q_{ROBUSTA}$ o $Q_{VERDADERA}$, dependiendo de si o no el modo robusto es usado) más cercano a $Q_{TEÓRICA}$ se considera que es un buen

punto de partida para la interpretación de la solución. Si esta solución carece de validez física, las soluciones con valores de p que rodean a este valor óptimo se examinan hasta que la solución más válida se encuentra físicamente (Ito y col., 2004; Kim y col., 2003). Algunos investigadores consideran que soluciones PMF que resultan en coeficientes negativos cuando las contribuciones de los factores son regresadas a masa PM son físicamente inválidas (Kim y col., 2003). Los valores de Q , los resultados de las post-regresión PMF, la bondad del ajuste de modelo PMF y la interpretación del modelo son considerados para seleccionar el valor óptimo de p .

Rotaciones

Un par de matrices factoriales (G y F) que pueden ser transformadas a otro par de matrices (G^* y F^*) con el mismo valor de Q se dice que es “rotado”. La transformación se lleva a cabo de la siguiente forma:

$$G^* = GT \quad (\text{Ec. 3.14})$$

$$F^* = T^{-1}F \quad (\text{Ec. 3.15})$$

La matriz T es $p \times p$, matriz no singular. En PMF, esto no es estrictamente una rotación, sino más bien una transformación lineal de las matrices G y F . Debido a las restricciones de no-negatividad en el PMF, una rotación solo es posible si ninguno de los elementos de las nuevas matrices son menores que cero. Si la rotación no es posible, la solución es única. Para algunas soluciones, la restricción de no-negatividad es suficiente para asegurar que hay poca ambigüedad rotacional en una solución. Si hay un número suficientes de valores cero en los perfiles (matriz F) y contribuciones (matriz G) de una solución, la solución no va a rotar lejos de la solución “real”. Sin embargo, en muchos casos, la restricción de no-negatividad no es suficiente para evitar la rotación fuera de la solución “real”. Antes de utilizar esta herramienta, se deben realizar múltiples corridas base, sin forzar la rotación y elegir una corrida como punto de partida. Usando esta corrida caso-base, se deben usar varios valores de F_{PEAK} para evaluar diferentes rotaciones. Cabe mencionar que una rotación F_{PEAK} no siempre es necesaria.

Ajuste del modelo

Una primera estimación de la bondad del ajuste del modelo es analizar cuán bien el valor mínimo de Q del modelo PMF se compara con $Q_{\text{TEÓRICA}}$. Una evaluación más detallada de la bondad del ajuste del modelo PMF se puede hacer mediante la comparación de las concentraciones de especies esperadas con las mediciones originales. Varios estudios, han hecho esto con solo el total de las mediciones PM en masa, pero algunos investigadores han realizado esta comparación con todas las especies usadas en la matriz de datos. Esta comparación actual asignada, se hace visualmente con los gráficos de dispersión y estadísticamente con regresión; (Buzcu y col., 2003) usaron el coeficiente de divergencia para mostrar esta comparación. Otro método para evaluar el ajuste del modelo PMF es examinar la distribución de los residuos a escala $\left(\frac{e_{ij}}{\sigma_{ij}}\right)$. Algunos investigadores tratan de garantizar que los residuos a escala para la mayoría de las especies en sus bases de datos se encuentren entre ciertos límites, típicamente -2 y +2 (Liu y col., 2003; Wang y Shooter., 2005). La forma de la distribución de los residuos a escala de una muestra determinada a través de todas las especies también pueden proporcionar información útil (Lee y col., 2002). Las distribuciones con una gran dispersión podrían indicar que las incertidumbres son demasiado bajas, y las distribuciones de concentración cercanas a cero pueden indicar que las incertidumbres son demasiado altas. La información obtenida de los residuos a escala ha sido utilizada como una herramienta de diagnóstico para el ajuste de las incertidumbres de especies en las siguientes ejecuciones del PMF; sin embargo, este procedimiento debe hacerse con cautela, porque esto generalmente invalida la comparación de la Q con la $Q_{\text{TEÓRICA}}$ como un indicador de la bondad del ajuste del modelo PMF.

La incertidumbre del modelo.

Una serie de fenómenos pueden contribuir a la incertidumbre en las soluciones modeladas por el PMF incluyendo la variación temporal de los perfiles de fuente, errores de medición, variabilidad de muestreo y errores en el proceso del modelado mismo, como la ambigüedad de rotación y el número de factores mal especificados.

Algunas publicaciones proporcionan medidas de incertidumbres en los perfiles de los factores (Maykut y col., 2003; Liu y col., 2003), los cuales pueden calcularse mediante la propagación de los errores de medición a través del PMF (Polissar y col., 2001) pero muy a menudo no se proporciona una explicación de los cálculos del error del perfil. Para intentar dar cuenta de muchas de las fuentes de error mencionadas anteriormente, la técnica “bootstrapping” (Efron y Tibshirani., 1993). Bootstrapping implica seleccionar al azar n muestras con el reemplazo de un conjunto de datos para crear un nuevo conjunto de datos, ejecutando el PMF en esta muestra “bootstrapped”, y estimando los perfiles del factor. Varios cientos de conjuntos de datos bootstrapped son modelados y se resumen las estadísticas calculadas. Bootstrapping puede, por tanto, ser utilizada para determinar la precisión de los perfiles PMF mediante el cálculo de la desviación estándar (asumiendo normalidad) o varios percentiles de los perfiles del factor (valores de la matriz F) de numerosas corridas “de arranque” o “bootstrap” por su definición en inglés. Una técnica muy similar a bootstrapping fue aplicada por (Hedberg y col., 2005) quienes estimaron que el efecto del tamaño de la muestra en las soluciones PMF por la reconstrucción de su base de datos original con un 85%, 70%, 50% y 33% de las muestra originales. Subconjuntos de datos de estos cuatro tamaños fueron construidos al azar y se analizaron con el PMF 30 veces (siempre con $F_{PEAK}=0$), y las medias, desviaciones estándar y los errores relativos de los perfiles de los factores (matriz F) fueron calculados. Se encontraron errores relativos, pero los autores concluyeron que la solución era estable, debido a que las mismas fuentes pudieron ser identificadas en la mayoría de las soluciones generadas.

3.3.4 Análisis e interpretación de la solución

Identificación de fuentes.

El paso más subjetivo y el menos cuantificable aplicando el PMF para la asignación de fuentes es la asignación de identidades de los factores p . Una estrategia común es buscar en la literatura perfiles de fuente PM medidos con características similares a los perfiles de factor en la matriz F (Ogulei y col., 2005; Song y col., 2001). Bases de datos de perfiles de origen, como SPECIATE (Beck., 2006), están disponibles para este tipo de análisis, aunque su uso para este propósito es infrecuentemente documentado. Una

identificación más precisa se puede realizar por la comparación de las razones o proporciones de determinadas especies (llamado “factor de enriquecimiento”) en los perfiles PMF para las mismas proporciones que en los perfiles de fuente PM medidos (Huang y Rahn., 1999; Sirois y col., 1999). Algunos investigadores realizan el muestreo de fuente local y/o regional junto con el muestreo ambiente PM para identificar los perfiles PMF (Hedberg y col., 2005), lo que ayuda a minimizar la incertidumbre en el proceso de identificación, ya que las fuentes muestreadas deben ser similares a los perfiles PMF más fuertemente que los perfiles de fuente recolectados en otros lugares. Algunas publicaciones recientes han hecho comparaciones de perfiles de factor de estudios recientes PMF previamente publicados para ayudar en la identificación de la fuente. Los patrones exhibidos por las series de tiempo de las contribuciones de la fuente (matriz G) también pueden ser usados para ayudar a la identificación de la fuente. Por ejemplo, una fuente que se cree que proviene de la combustión de madera residencial debería tener grandes contribuciones durante los meses de invierno, y una fuente que se cree es de sulfato secundario y carbono orgánico es probable que tenga picos en el verano cuando la actividad fotoquímica es alta (Ramadan y col., 2000). Gráficos de contribuciones contra tiempo son frecuentemente publicados en artículos, en los cuales las oscilaciones diarias de las contribuciones de la fuente, semanales, estacionales y anuales se pueden observar. La media de la contribución de las fuentes por temporada y por día de la semana (fines de semana contra días de la semana) es típicamente examinada como buena. Además, algunos autores han realizado un análisis de series de tiempo más complejo sobre las contribuciones de las fuentes (Liu y col., 2005; Sirois y Barrie., 1999).

3.4 Análisis de factores

El análisis de factores es una técnica de interdependencia, la cual tiene como propósito fundamental definir la estructura que subyace entre las variables que se analizan. Esta técnica provee las herramientas para el análisis de la estructura de las interrelaciones (correlaciones) entre un gran número de variables mediante la formación de grupos de variables que están altamente interrelacionadas, conocidos como factores. A continuación se describe el método estadístico (Hair y col., 2009). En el modelo clásico del análisis de factores se asume que las variables están linealmente relacionadas a un número de factores, como se muestra en la siguiente ecuación:

$$\begin{aligned} X_1 - \mu_1 &= \zeta_{11}F_1 + \zeta_{12}F_2 + \cdots + \zeta_{1m}F_m + \epsilon_1 \\ X_2 - \mu_2 &= \zeta_{21}F_1 + \zeta_{22}F_2 + \cdots + \zeta_{2m}F_m + \epsilon_2 \\ &\vdots \\ X_p - \mu_p &= \zeta_{p1}F_1 + \zeta_{p2}F_2 + \cdots + \zeta_{pm}F_m + \epsilon_p \end{aligned} \tag{Ec. 3.16}$$

Donde:

X_p = los valores de n variables aleatorias en el sistema para la j -enésima muestra

F_m = los valores de los m factores comunes a todas las variables de la j -enésima muestra.

ζ_{ij} = es la carga de la i -enésima variable sobre el j -enésimo factor

ϵ_p = el valor de un factor específico para cada variable X

μ_p = media de la variable i

La notación matricial de la ecuación (3.16) se muestra en la ecuación (3.17).

$$X = \mu + L F + \epsilon \tag{Ec. 3.17}$$

\mathbf{X} es una variable aleatoria formada de p observaciones X_1, X_2, \dots, X_p . La matriz \mathbf{L} se le llama matriz de factores de carga, \mathbf{F} es la matriz de factores comunes y $\boldsymbol{\varepsilon}$ es la matriz de errores o factores específicos. \mathbf{F} y $\boldsymbol{\varepsilon}$ tiene ciertas relaciones en la covarianza que se muestran a continuación en la ecuación z.

$$E(\mathbf{F}) = \mathbf{0}, \quad \text{Cov}(\mathbf{F}) = E[\mathbf{F}\mathbf{F}'] = \mathbf{I} \quad (\text{Ec. 3.18})$$

$$E(\boldsymbol{\varepsilon}) = \mathbf{0}, \quad \text{Cov}(\boldsymbol{\varepsilon}) = E[\boldsymbol{\varepsilon}\boldsymbol{\varepsilon}'] = \boldsymbol{\Psi}$$

Donde $\boldsymbol{\Psi}$ es una matriz diagonal; \mathbf{F} y $\boldsymbol{\varepsilon}$ son independiente por lo que $\text{Cov}(\boldsymbol{\varepsilon}, \mathbf{F}) = E(\boldsymbol{\varepsilon}\mathbf{F}') = \mathbf{0}$

El modelo $\mathbf{X} - \boldsymbol{\mu} = \mathbf{L}\mathbf{F} + \boldsymbol{\varepsilon}$ es lineal para los factores comunes y la respuesta de X está relacionada con los factores cuando se cumple la suposición de linealidad en el modelo de análisis de factores. La varianza de la i -ésima variable aleatoria \mathbf{X} o $\text{Var}(X_i) = \sigma_{ii}$, se divide en dos fracciones. La porción de la varianza debida a los m factores comunes se le llama la i -ésima comunalidad. La porción debida al factor específico se le llama unicidad o varianza específica. Lo anterior se representa en la ecuación s:

$$\sigma_{ij} = \zeta_{i1}^2 + \zeta_{i2}^2 + \dots + \zeta_{im}^2 + \Psi_i \quad (\text{Ec. 3.19})$$

La i -ésima comunalidad es la suma de los cuadrados de las cargas de la i -ésima variable sobre m factores comunes (Johnson y Wichern., 2002).

Los factores le dan significado al grupo de datos bajo análisis y gobiernan los valores de los datos observados. La interpretación de los factores se hace en base a la dependencia de las variables sobre los factores como se indica con los coeficientes F_{ij} . Estos coeficientes se pueden considerar como los coeficientes de correlación entre la variable y el factor. De esta forma, al examinar las variables que son afectadas o influenciadas por un factor dado, es posible hacer inferencias sobre su naturaleza (Hopke., 1985).

3.5 Análisis de Componentes Principales.

El Análisis de Componentes Principales puede proporcionar una visión más transparente de la información acumulada. El análisis factorial intenta identificar variables subyacentes, o factores, que explican el patrón de correlaciones dentro de un conjunto de variables observadas. El Análisis de Componentes Principales se utiliza a menudo en la reducción de datos para identificar un pequeño número de factores que explican la mayor parte de la varianza observada en un número mucho mayor de variables manifiestas. Si se asume una relación lineal entre la concentración en masa total y las contribuciones de cada especie, los factores del PCA se dan en varios pasos. Primero, los datos de composición química se transforman en una forma estandarizada adimensional:

$$Z_{ij} = \frac{C_{ij} - \bar{C}_j}{\sigma_j} \quad (\text{Ec. 3.20})$$

Donde: $i=1, \dots, n$ muestras; $j=1, \dots, m$ elementos; C_{ij} es la concentración del elemento j en la muestra i ; \bar{C}_j y σ_j son la concentración media aritmética y la desviación estándar para el elemento j , respectivamente.

El modelo de Análisis de Componentes Principales es expresado como:

$$Z_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} h_{kj} \quad (\text{Ec. 3.21})$$

Donde: $k=1, \dots, p$ fuentes, y g_{ik} y h_{kj} son las cargas del factor y las puntuaciones de los factores, respectivamente. Esta ecuación se resuelve por la descomposición del vector propio. La rotación Varimax se utiliza a menudo para redistribuir la varianza y proporcionar una estructura más interpretable a los factores.

3.6 Puntuaciones Absolutas de los Componentes Principales

Tal vez de los enfoques “estándar” de análisis de factores más ampliamente utilizados es el APCS (Thurston y Spengler., 1985). Este método se inicia con un Análisis de Componentes Principales de la matriz de correlación de las concentraciones en el ambiente. La matriz de autovectores se transforma con una rotación Varimax, que obliga a los grandes valores del vector propio (de carga) hacia uno y las cargas pequeñas a cero. Debido a que la matriz de correlación se utiliza, las puntuaciones de los factores son entonces estandarizados. Ellos son “no normalizados” mediante la inclusión de una muestra artificial con todas las concentraciones de las especies que figuran a cero (Thurston y Spengler., 1985). Las contribuciones de origen asociadas a cada factor son los cálculos mediante un Análisis de Regresión Múltiple de las concentraciones ambientales $PM_{2.5}$ en las puntuaciones de los factores no estandarizados. El primer paso en APCS es la normalización de todas las concentraciones de las especies químicas como Z_{ik} .

$$Z_{ik} = \frac{(C_{ik} - C_i)}{S_i} \quad (\text{Ec. 3.22})$$

Donde C_{ik} es la concentración de la variable i en la muestra k , C_i es la concentración media aritmética de la variable i , y S_i es la desviación estándar de la variable i para todas las muestras incluidas en el análisis. Como las puntuaciones de los factores obtenidos a partir del PCA están normalizadas, con media cero y desviación estándar igual a la unidad, el cero real para cada puntuación del factor se calculó mediante la introducción de una muestra artificial con concentraciones iguales a cero para todas las variables.

$$(Z_0)_i = \frac{(0 - C_i)}{S_i} = \frac{-C_i}{S_i} \quad (\text{Ec. 3.23})$$

Las puntuaciones de los factores de las variables son obtenidas del PCA por el análisis de las concentraciones ambientales $PM_{2.5}$ normalizadas. Los valores absolutos de componentes principales para cada componente se estiman restando las puntuaciones

de los factores para esta muestra artificial a partir de las puntuaciones de los factores de cada una de las muestra reales.

La regresión de los datos de las concentraciones ambientales $PM_{2.5}$ en estos APCS ofrece una estimación de los coeficientes que convierten los APCS en la contribución masa de las fuentes contaminantes de cada fuente para cada muestra. Las contribuciones de origen a C_i pueden calcularse mediante un procedimiento de regresión lineal múltiple de acuerdo con la relación:

$$C_i = (b_0)_i + \sum APCS_p * b_{pi} \quad (\text{Ec. 3.24})$$

$$p = 1, 2, \dots, n$$

Donde $(b_0)_i$ es el término constante de la regresión múltiple para el contaminante i , b_{pi} es el coeficiente de la regresión múltiple de la fuente p para el contaminante i , y $APCS_p$ es el valor escalado del factor rotado p para la muestra considerada. $APCS_p * b_{pi}$ representa la contribución de la fuente p a C_i . La media del producto $APCS_p * b_{pi}$ sobre todas las muestras representa la contribución promedio de las fuentes.

Capítulo 4

Resultados

Asignación de fuentes $PM_{2.5}$

Para desarrollar políticas públicas eficientes para el mejoramiento de la calidad del aire es necesario identificar las fuentes que tienen influencia en un cierto sitio. Para esto se utilizan modelos receptores, los cuales correlacionan la información sobre la composición química de las partículas, COV, etc., en el sitio con la composición de fuentes específicas de emisión (Hopke., 1985). En este capítulo se utilizarán tres modelos receptores para tratar de identificar las fuentes de $PM_{2.5}$ en las campañas de monitoreo de otoño de 2007 y verano de 2008. Los modelos son CMB, PMF y PCA/APCS, cada uno con sus fortalezas y debilidades proporcionan información que puede ser complementaria para obtener conclusiones sobre las fuentes que afectan la calidad del aire.

Los resultados en la Tabla 4.1 muestra el mejor ajuste obtenido con los perfiles de emisión para todos los días de las campañas de otoño de 2007 y verano de 2008 considerando los sitios de Escobedo y Santa Catarina. Las condiciones de validez r^2 , Chi^2 , % masa y grados de libertad se muestran también en la Tabla 4.1. La discusión de los resultados obtenidos se hace a continuación.

4.1 Balance Químico de Masas (CMB).

Parámetros estadísticos

Conforme a la información revisada en el capítulo 3 en la sección del CMB, se deben de cumplir ciertos criterios estadísticos para evaluar los resultados que se obtienen del modelo CMB. La *R-cuadrada* debe encontrarse entre 0.8 y 1.0. La *Chi-cuadrada* se considera aceptable si es menor a 4. El *porcentaje de la masa estimada* se considera aceptable si está entre 80% y 120%. Los *grados de libertad (GL)* deben de ser mayor a 5.

Para la campaña de Otoño de 2007, en el sitio de Escobedo, se obtuvo una R-cuadrada promedio de 0.88 (mínimo de 0.82 y máximo de 0.97), la Chi-cuadrada promedio fue de 2.38 (mínimo de 0.51 y máximo de 3.78), los grados de libertad promedio fueron de 28 (mínimo de 26 y máximo de 29), el porcentaje de la masa estimada promedio fue de 100.96% (mínimo de 86% y máximo 118.4%).

Para la campaña de Otoño de 2007, en el sitio de Santa Catarina, se obtuvo una R-cuadrada promedio de 0.88 (mínimo de 0.82 y máximo de 0.96), la Chi-cuadrada promedio fue de 2.47 (mínimo de 0.94 y máximo de 3.8), los grados de libertad promedio fueron de 27 (mínimo de 27 y máximo de 28), el porcentaje de la masa estimada promedio fue de 98.25% (mínimo de 84% y máximo 109.6%).

Para la campaña de Verano de 2008, en el sitio de Escobedo, se obtuvo una R-cuadrada promedio de 0.95 (mínimo de 0.91 y máximo de 0.97), la Chi-cuadrada promedio fue de 1.29 (mínimo de 0.55 y máximo de 2.15), los grados de libertad promedio fueron de 27 (mínimo de 27 y máximo de 28), el porcentaje de la masa estimada promedio fue de 107.36% (mínimo de 97.9% y máximo 119.2%).

En la campaña de verano de 2008, en el sitio de Santa Catarina la muestra tomada el 13 de Julio de 2008 no se pudo ajustar a los parámetros estadísticos y se omite en análisis del CMB. Para el resto de las muestras se obtuvo una R-cuadrada promedio de 0.93 (mínimo de 0.87 y máximo de 0.97), la Chi-cuadrada promedio fue de 1.71 (mínimo de 0.46 y máximo de 2.75), los grados de libertad promedio fueron de 28 (mínimo de 28 y máximo de 28), el porcentaje de la masa estimada promedio fue de 108.09% (mínimo de 90.6% y máximo 118.1%).

En general los resultados muestran un ajuste a los parámetros estadísticos que utiliza el modelo como medida de ajuste. A continuación se presentan los resultados de las concentraciones estimadas por campaña de monitoreo (otoño y verano).

Tabla 4.1 Contribuciones de las fuentes a la masa de PM_{2.5} utilizando el CMB.

Sitio	Fecha	R ²	Chi ²	% Ma-sa	GL	Conc. Medida (µg/m ³)	Conc. Calc. (µg/m ³)	Contribución de las fuentes a la concentración de PM _{2.5} (µg/m ³)									
								MAT. GEO.	IND.	(NH ₄) ₂ SO ₄	NH ₄ NO ₃	NH ₄ H SO ₄	EMIS. VEHI.	COC.	DIES EL	OTRO S	
ESCOBEDO	21/11/2007	0.83	2.25	100.7	29	33.20	32.96	13.93	0.00	2.33	0.06	0.00	12.05	0.00	4.83	0.00	
	23/11/2007	0.87	2	92.6	28	19.88	21.47	3.19	0.00	4.43	1.76	0.00	7.13	1.33	2.04	0.00	
	25/11/2007	0.94	1.24	104.6	28	15.36	14.69	4.53	0.11	0.00	1.24	0.00	0.25	4.29	4.95	0.00	
	27/11/2007	0.88	1.7	98	29	38.34	39.12	8.82	0.00	3.70	2.71	0.00	14.52	0.00	8.59	0.00	
	29/11/2007	0.86	2.77	90.8	28	38.50	42.42	4.33	1.11	5.08	4.20	0.00	13.80	0.00	9.97	0.00	
	30/11/2007	0.85	3.38	95.6	28	35.32	36.96	5.22	0.00	9.80	5.13	0.00	2.17	4.80	0.00	8.20	
	01/12/2007	0.92	2.4	113.5	27	43.36	38.21	10.03	1.17	1.46	4.42	0.00	18.07	8.21	0.00	0.00	
	02/12/2007	0.82	3.11	90.6	28	17.75	19.58	1.90	1.76	3.01	1.10	0.00	6.35	3.63	0.00	0.00	
	04/12/2007	0.88	3.25	118.4	27	70.18	59.28	4.82	0.20	0.00	5.80	0.00	32.34	26.84	0.00	0.18	
	05/12/2007	0.93	1.58	110.4	27	47.91	43.40	17.43	0.00	1.21	3.70	0.00	16.96	5.70	2.90	0.02	
	06/12/2007	0.92	2.05	107.1	26	51.22	47.82	5.40	0.58	2.57	2.23	0.00	16.50	3.35	20.53	0.07	
	07/12/2007	0.85	3.78	110.9	27	55.92	50.43	8.00	0.21	0.00	4.30	0.22	12.23	0.00	15.10	15.87	
	08/12/2007	0.92	2.26	98.3	27	53.53	54.47	7.98	0.02	6.37	4.12	0.00	4.01	31.04	0.00	0.00	
09/12/2007	0.97	0.51	96.9	27	35.74	36.88	6.60	0.43	12.23	2.08	0.00	4.61	9.79	0.00	0.00		
10/12/2007	0.88	3.42	86	27	28.96	33.66	17.48	0.20	6.06	0.73	0.00	0.00	0.00	3.98	0.51		
PROMEDIO		0.888	2.38	100.96	27.5	39.01	38.09	7.98	0.39	3.88	2.91	0.01	10.73	6.60	4.86	1.66	
SANTA CATARINA	23/11/2007	0.93	1.36	109.1	27	29.26	26.81	13.95	0.44	4.79	2.16	0.00	5.99	1.28	0.65	0.00	
	25/11/2007	0.86	3.58	97.2	27	20.62	21.22	3.97	0.72	5.01	2.68	0.00	4.83	0.47	2.94	0.00	
	27/11/2007	0.83	3.14	99.8	27	30.16	30.21	7.09	0.25	3.92	2.88	0.00	7.21	3.54	5.26	0.00	
	29/11/2007	0.85	3.8	95.2	27	49.25	51.73	12.91	0.85	5.51	6.83	0.00	13.08	4.79	5.28	0.00	
	30/11/2007	0.9	2.28	96.5	27	37.54	38.91	4.23	1.01	9.84	6.19	0.00	8.21	5.11	2.95	0.00	
	01/12/2007	0.9	2.72	92.3	27	43.03	44.75	6.37	0.93	7.82	8.03	0.00	15.97	3.92	0.00	0.00	
	02/12/2007	0.85	3.6	98.1	27	17.48	17.82	0.28	3.31	2.63	0.12	0.00	11.12	0.00	0.00	0.02	
	04/12/2007	0.86	1.2	84	27	38.87	46.28	15.62	0.00	1.77	4.95	0.00	13.09	0.00	1.59	1.85	
	05/12/2007	0.87	3.05	100.6	27	34.75	34.55	11.17	1.44	2.13	0.00	0.00	11.27	0.00	8.24	0.49	
	06/12/2007	0.88	2.67	109.6	27	46.86	42.74	13.02	0.48	0.00	0.00	0.73	22.97	9.57	0.00	0.09	
	07/12/2007	0.92	1.2	103.6	27	43.76	42.24	8.28	0.00	0.00	0.54	2.59	17.29	5.90	9.15	0.00	
	08/12/2007	0.82	3.48	108.4	28	39.90	36.79	0.00	0.14	4.00	0.19	0.00	10.58	0.00	24.98	0.00	
	09/12/2007	0.94	1.61	91.4	27	38.62	42.25	2.52	1.53	12.38	4.77	0.00	3.81	0.00	13.61	0.00	
10/12/2007	0.96	0.94	89.7	27	26.75	29.83	7.77	0.34	5.86	1.32	0.00	4.28	0.00	7.18	0.00		
PROMEDIO		0.883	2.473	98.25	27.0	35.49	36.15	7.66	0.82	4.69	2.90	0.24	10.69	2.47	5.85	0.17	
ESCOBEDO	12/07/2008	0.95	1.2	119.2	27	24.24	20.33	6.23	0.05	5.18	0.00	1.39	4.88	1.94	4.57	0.00	
	13/07/2008	0.96	0.87	102.1	27	23.02	22.54	2.77	0.25	0.00	0.77	9.15	3.54	0.00	6.53	0.00	
	14/07/2008	0.97	0.55	111.9	27	26.13	23.35	5.14	0.15	11.99	0.41	0.00	3.32	1.36	3.75	0.00	
	15/07/2008	0.97	0.76	101.8	27	25.09	24.64	5.89	0.03	0.00	0.57	11.36	0.00	4.38	2.14	0.74	
	16/07/2008	0.95	1.19	114.6	27	36.41	31.79	5.70	0.10	0.00	0.58	11.98	16.10	0.00	1.96	0.00	
	17/07/2008	0.95	1.36	109.5	27	31.49	28.77	2.62	0.11	0.00	0.67	9.24	16.73	0.00	2.11	0.00	
	18/07/2008	0.96	1.35	112.1	27	24.49	21.85	3.74	0.12	7.58	0.00	0.56	8.72	0.00	3.76	0.00	
	19/07/2008	0.97	0.95	106.6	27	25.57	23.99	4.36	0.00	7.05	0.00	4.41	5.93	0.88	2.94	0.00	
	20/07/2008	0.94	2.01	99.7	27	13.16	13.20	5.48	0.21	2.04	0.00	0.00	4.67	0.00	0.76	0.00	
	22/07/2008	0.91	1	104.3	28	28.38	27.20	15.39	0.22	0.00	0.00	0.28	11.15	0.00	1.33	0.00	
	26/07/2008	0.94	2	97.9	28	26.05	26.60	9.10	0.28	0.00	0.00	5.09	11.50	0.00	0.09	0.00	
	27/07/2008	0.94	2.15	110.3	28	29.04	26.32	14.04	0.40	0.00	0.00	6.43	2.17	1.73	4.27	0.00	
	28/07/2008	0.96	1.42	107.5	28	21.30	19.82	0.77	3.88	7.16	0.00	0.00	4.91	0.67	3.91	0.00	
	29/07/2008	0.95	1.45	100.5	28	24.11	24.00	5.37	0.12	0.00	0.00	9.09	8.54	0.47	0.51	0.00	
	31/07/2008	0.95	1.19	112.4	28	26.45	23.54	1.35	0.60	0.00	0.00	11.74	1.53	5.81	5.42	0.00	
	PROMEDIO		0.951	1.296	107.36	27.4	25.66	23.86	5.86	0.43	2.73	0.20	5.38	6.91	1.15	2.94	0.05
	SANTA CATARINA	12/07/2008	0.93	2.36	108.6	28	29.03	20.33	0.93	0.35	0.00	0.00	7.44	10.72	0.00	5.73	3.85
14/07/2008		0.87	2.75	111.9	28	31.00	23.35	4.10	0.30	0.00	0.00	12.22	4.89	4.20	5.28	0.00	
15/07/2008		0.89	2.37	116.3	28	31.41	24.64	7.20	0.65	0.00	0.00	10.62	6.90	0.00	6.05	0.00	
16/07/2008		0.92	1.44	117	28	47.02	31.79	16.32	0.57	0.00	0.00	12.72	13.47	0.00	3.93	0.00	
17/07/2008		0.92	2.3	109	28	37.03	28.77	5.08	0.65	0.00	0.00	8.05	15.40	0.00	7.84	0.00	
18/07/2008		0.97	0.71	107.1	28	26.15	21.85	2.16	0.46	8.32	0.00	0.00	7.10	2.56	5.55	0.00	
19/07/2008		0.95	1.39	115.7	28	27.27	23.99	7.37	0.35	0.00	0.00	9.04	1.15	3.13	6.23	0.00	
20/07/2008		0.91	2.73	104.2	28	17.94	13.20	2.87	0.94	0.00	0.00	3.47	6.68	3.67	0.31	0.00	
22/07/2008		0.94	2.52	90.7	28	24.56	27.20	4.86	0.60	2.73	0.00	0.00	10.23	3.77	2.37	0.00	
26/07/2008		0.94	2.74	90.6	28	32.13	26.60	10.93	0.59	7.35	1.20	0.00	8.95	0.00	3.11	0.00	
27/07/2008		0.97	0.75	108	28	35.52	26.32	15.95	0.16	8.22	1.09	0.00	8.52	0.00	1.58	0.00	
28/07/2008		0.94	0.89	103.6	28	30.43	19.82	10.10	0.90	8.56	0.68	0.00	9.55	0.00	0.65	0.00	
29/07/2008		0.97	0.53	118.1	28	41.76	24.00	9.97	0.11	7.63	0.00	8.70	11.59	3.77	0.00	0.00	
31/07/2008		0.97	0.46	112.5	28	33.08	23.54	6.03	0.43	12.60	1.83	0.00	7.96	4.21	0.00	0.00	
PROMEDIO		0.935	1.71	108.09	28	31.74	23.96	7.42	0.50	3.96	0.34	5.16	8.79	1.81	3.47	0.28	

Contribuciones promedio por campaña: otoño de 2007 y verano de 2008.

Se obtuvo el promedio de la contribución de cada fuente obtenida del análisis del CMB, de los sitios de Escobedo y Santa Catarina para las campañas de monitoreo de otoño de 2007 y verano de 2008. Las contribuciones obtenidas con el modelo fueron normalizadas (la suma de las contribuciones se ajustaron al 100%), ya que el modelo en algunas fechas sobre estima o subestima la masa de $PM_{2.5}$ (mayor al 100 %).

Las Figuras 4.1 y 4.2 muestran las contribuciones promedio de las fuentes para las campañas de otoño de 2007 y verano de 2008. Cabe mencionar que el aerosol secundario incluye al $(NH_4)_2SO_4$, NH_4NO_3 y al NH_4HSO_4 . Entre las campañas se observan diferencias que a continuación se analizan. En ambas campañas la mayor contribución se da por parte de las emisiones vehiculares (vehículos y diesel) con el 43% de las fuentes en otoño de 2007 y el 38% en verano de 2008. En relación con la masa estimada hubo un incremento en la concentración aportada por esta fuente en otoño ($16.03 \pm 17.56 \mu g/m^3$) con respecto al verano ($9.19 \pm 6.77 \mu g/m^3$). Esta variación estacional para emisiones de motores gasolina y diesel ha sido observada en otros estudios (Zheng y col., 2007; Zheng y col., 2002; Ke y col., 2008) donde se ha utilizado el CMB para la asignación de fuentes. En un estudio realizado por (Zheng y col., 2007) en la ciudad de Atlanta, GA, se obtuvo una concentración promedio por emisiones de gasolina y diesel de $3.243 \mu g/m^3$ en invierno y de $1.337 \mu g/m^3$ en verano. La proporción entre las concentraciones de gasolina y diesel en el presente estudio es de 2.2:1 (otoño respecto al verano). Para los datos reportados por (Zheng y col., 2007) la misma proporción fue de 2.4:1 (invierno con respecto al verano). Una posible explicación de la variación estacional es el mayor impacto que tienen los motores de gasolina en las emisiones de partículas cuando son encendidos en frío a bajas temperaturas (Ke y col., 2008).

El aerosol secundario, considerado como la contribución del NH_4NO_3 , $(NH_4)_2SO_4$ y NH_4HSO_4 , constituye la segunda fuente más importante de aerosol fino en la campaña de verano de 2008 (31%) y en el otoño de 2007 con (20%). Si se analiza por separado el $(NH_4)_2SO_4$ y NH_4HSO_4 secundario, este fue mayor en verano de 2008 con el 30% de la masa comparado con otoño de 2007 que contribuye con el 12% de la masa de $PM_{2.5}$.

En relación con la masa estimada en verano se obtuvo una concentración de $7.42 \pm 5.61 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (concentración promedio \pm desviación estándar) y en otoño una concentración de $7.31 \pm 7.39 \mu\text{g}/\text{m}^3$, obteniéndose una proporción de 1:1 en otoño y de 1.3:1 en verano. La producción de sulfato secundario en verano, en parte, es debido de la mayor radiación solar y las altas temperaturas que favorecen la transformación fotoquímica del dióxido de azufre a sulfato (Kasibhatla y col., 1996; Querol y col., 1998; Vecchi y col., 2004).

Para el NH_4NO_3 , en la campaña de otoño de 2007 un $\sim 8\%$ de la masa total de $\text{PM}_{2.5}$ fue debida al nitrato de amonio secundario, mientras que en verano de 2008 su aportación fue poco significativa $\sim 0.93\%$. Para la masa estimada, en otoño se obtuvo una concentración $2.9 \pm 2.60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mientras que en verano se obtuvo una concentración de $0.22 \pm 0.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Con respecto al material geológico, los resultados de ambas campañas son similares. Para el otoño de 2007 se presentó un 21% de la masa total de $\text{PM}_{2.5}$, mientras que en verano de 2008 la aportación fue de 23%. Con respecto a la masa estimada ($7.80 \pm 7.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en otoño y $5.51 \pm 4.04 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en verano), obteniéndose una proporción entre las concentraciones de 1:1. En otoño de 2007 se presenta una masa estimada mayor con respecto al verano.

Las contribuciones por fuentes industriales fueron poco significativas en ambas campañas del $\sim 2\%$ en verano y otoño. La contribución de fuentes desconocidas en otoño fue de $\sim 2\%$ y menos de 1% en verano. Mientras que la contribución por cocción fue del 12% en otoño del 2007 con una masa estimada de ($4.47 \pm 8.63 \mu\text{g}/\text{m}^3$), y de un 5% para verano de 2008 ($1.21 \pm 0.85 \mu\text{g}/\text{m}^3$). En Cd. de México se utilizó el CMB para asignación de fuentes de partículas finas realizado por (Vega y col., 2009), la asignación a la fuente por cocción (taquerías, carnes asadas, etc.) reporta contribuciones que van del 5% al 9% en seis sitios diferentes de la Cd. de México.

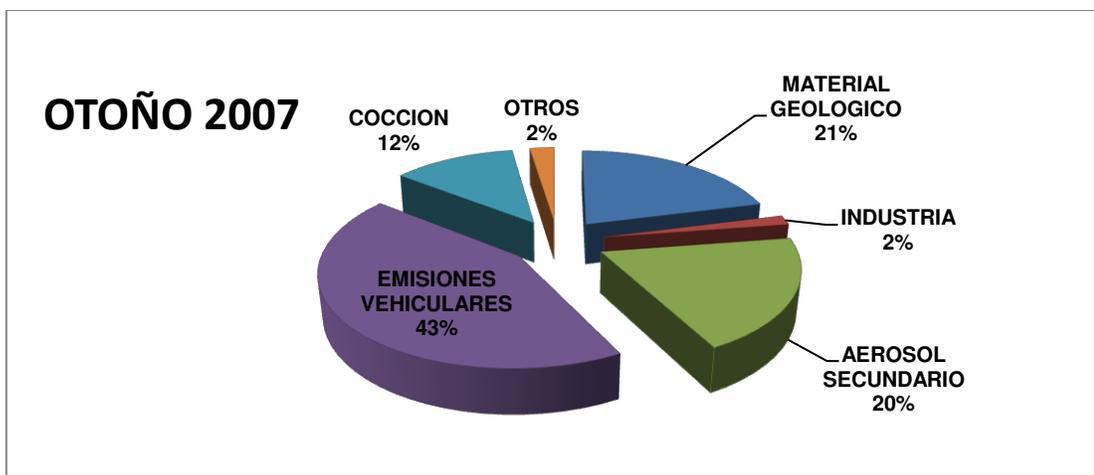


Figura 4.1 Contribución de las fuentes utilizando el CMB en la campaña de otoño de 2007.

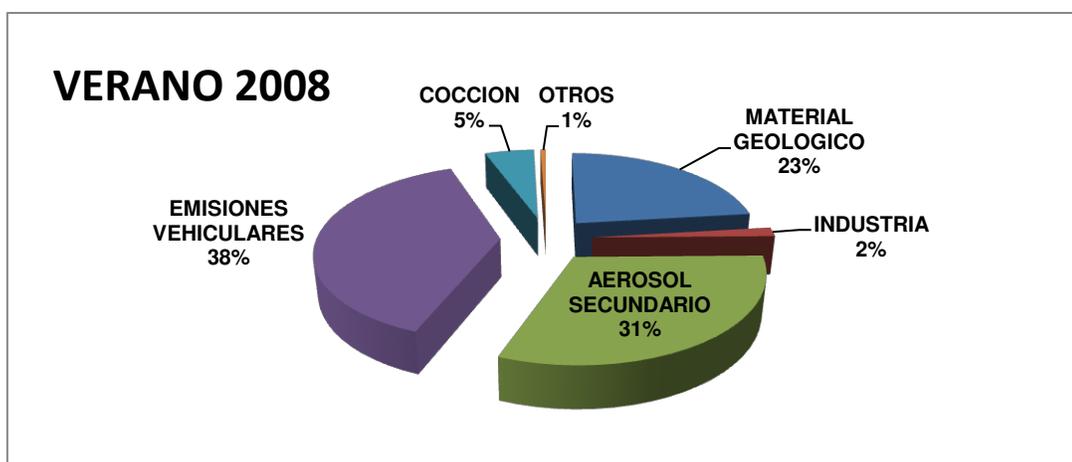


Figura 4.2 Contribución de las fuentes utilizando el CMB en la campaña de verano de 2008.

La Tabla 4.2 y la Figura 4.3 muestran las concentraciones promedio \pm desviación estándar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para las concentraciones de las fuentes estimadas por el modelo CMB para cada campaña de monitoreo. La desviación estándar que se presenta por campaña es relativamente alta ya que las concentraciones promedio estimadas para cada fuente reportan coeficientes de variación mayores al 90%. Una explicación, al menos parcial de la alta variabilidad entre las concentraciones estimadas se debe a que en algunos días no fue posible identificar alguna de las fuentes propuestas para el CMB

por lo que su concentración fue de cero. Al momento de obtener la desviación estándar con las concentraciones estimadas, ésta tiende a ser alta. La razón de que se obtengan fuentes que contribuyen a la masa en algunos días y en otros no, es porque los perfiles de emisión utilizados no son locales sino que fueron obtenidos en otras áreas geográficas con sus propias características meteorológicas, geológicas y sus inventarios de emisiones particulares. La composición química de una fuente particular para una región puede no representar adecuadamente la misma fuente de emisión en otra área geográfica (Hopke., 1995).

Tabla 4.2 Asignación de fuentes PM_{2.5} por campaña de monitoreo (media ± DE en µg/m³). Entre paréntesis el coeficiente de variación.

Fuente	Campaña	
	Otoño 2007	Verano 2008
Material Geológico	7.79 ± 6.98 (112%)	5.52 ± 4.01 (136%)
Industrial	0.60 ± 0.79 (76%)	0.39 ± 0.29 (133%)
Sulfato Secundario	4.28 ± 4.63 (92%)	2.76 ± 1.96 (140%)
Bisulfato Secundario	0.13 ± 0.21 (60%)	4.44 ± 3.56 (124%)
Nitrato Secundario	2.90 ± 2.60 (111%)	0.22 ± 0.15 (142%)
Emisiones de Gasolina	10.69 ± 10.74 (61%)	6.52 ± 4.78 (136%)
Diesel	5.35 ± 6.86 (78%)	2.67 ± 1.99 (133%)
Cocción	4.48 ± 8.63 (52%)	1.21 ± 0.85 (142%)
Otros	0.90 ± 4.02 (22.31%)	0.13 ± 0.11 (112%)

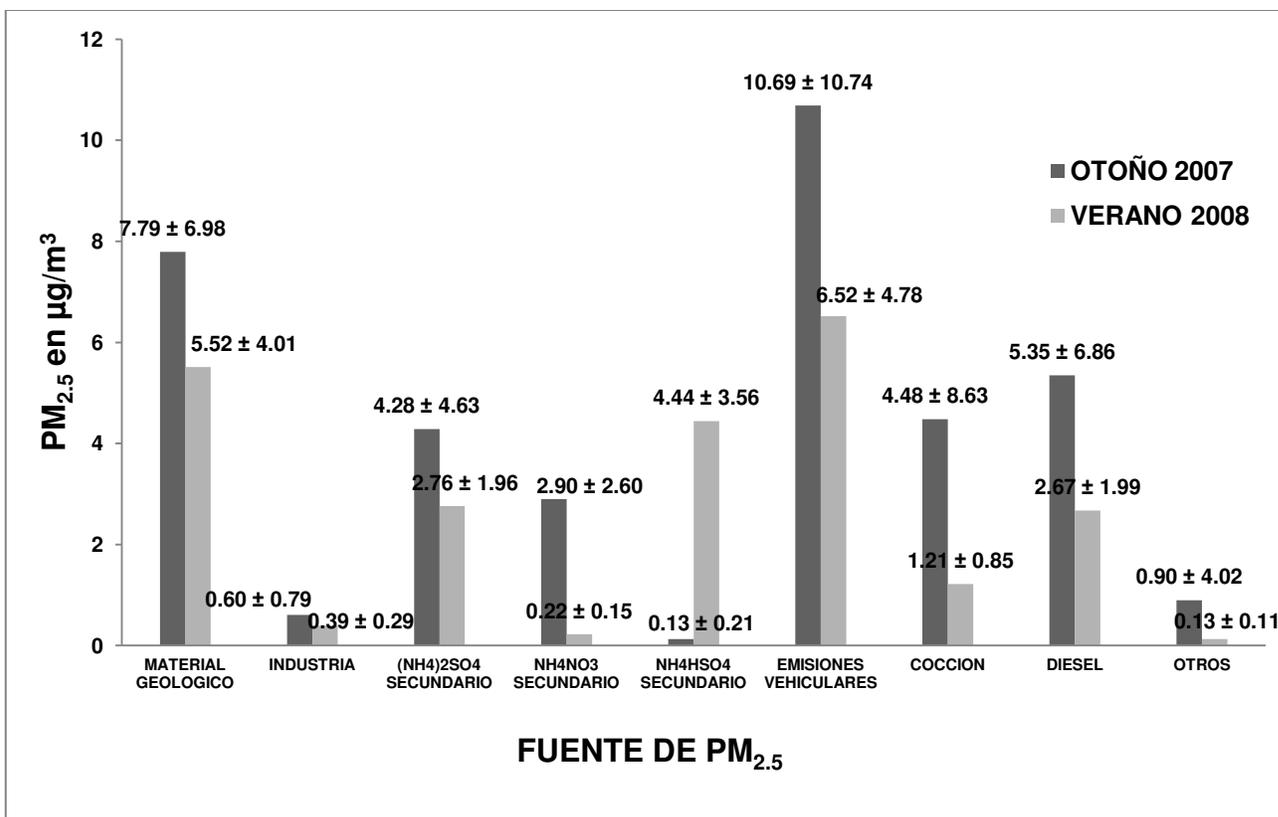


Figura 4.3 Concentraciones ± desviación estándar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para las fuentes estimadas por el CMB.

En la Tabla 4.3 observamos las concentraciones de aerosol secundario que incluye al $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NH_4NO_3 y al NH_4HSO_4 , y las de emisiones vehiculares que incluyen (Emisiones de Gasolina y Diesel). La Figura 4.4 muestra las concentraciones promedio de cada una de las fuentes en las campañas de otoño de 2007 y verano de 2008.

Tabla 4.3 Asignación de fuentes promedio de $\text{PM}_{2.5}$ por campaña de monitoreo (media ± DE en $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Entre paréntesis el coeficiente de variación.

Fuente	Campaña	
	Otoño 2007	Verano 2008
Material Geológico	7.79 ± 6.98 (112%)	5.52 ± 4.01 (136%)
Industrial	0.60 ± 0.79 (76%)	0.39 ± 0.29 (133%)
Aerosol Secundario	7.31 ± 7.39 (99%)	7.42 ± 5.61 (140%)
Emisiones Vehiculares	16.04 ± 17.56 (91%)	9.19 ± 6.77 (135%)
Cocción	4.48 ± 8.63 (52%)	1.21 ± 0.85 (142%)
Otros	0.90 ± 4.02 (22.31%)	0.13 ± 0.11 (112%)

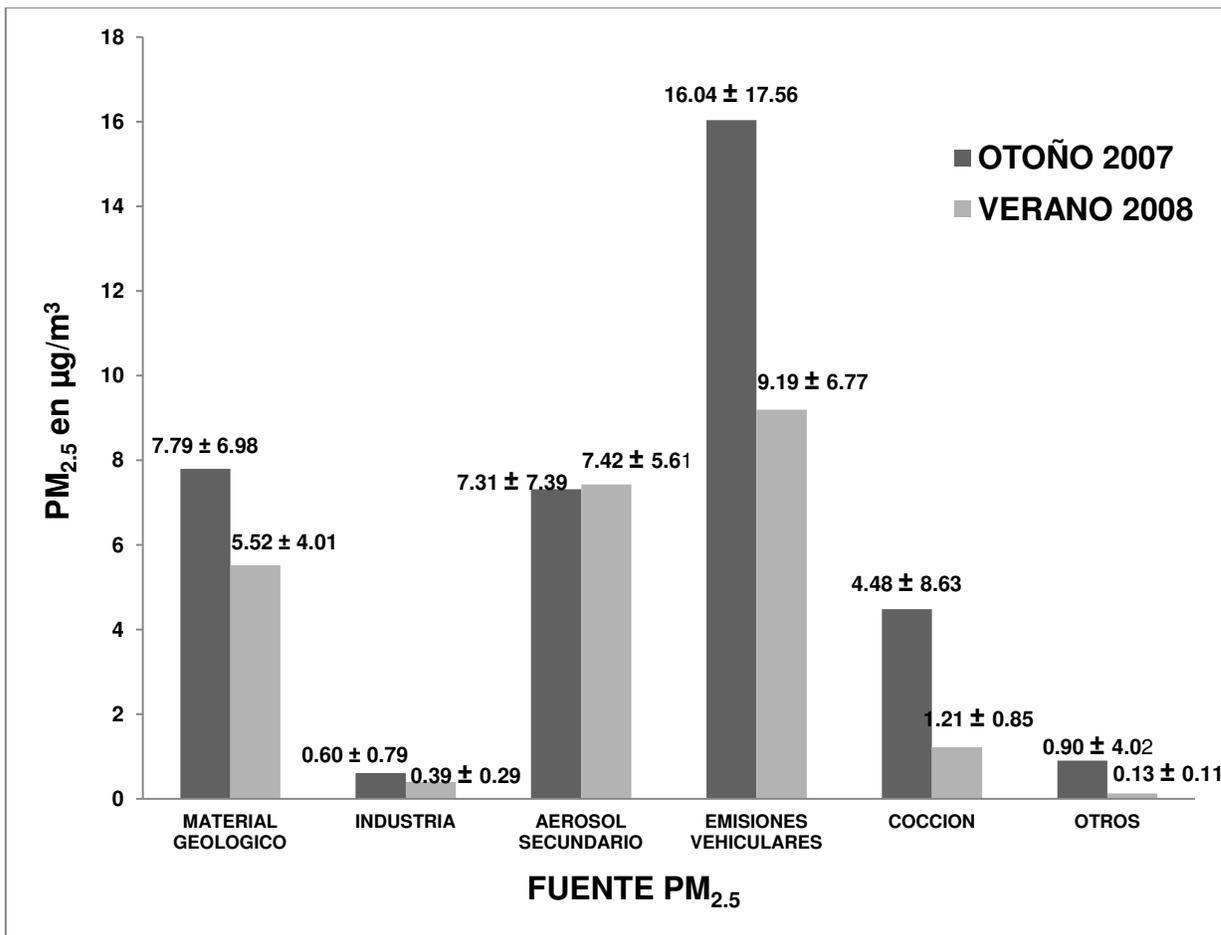


Figura 4.4 Concentraciones promedio \pm desviación estándar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para las fuentes estimadas por el CMB.

En general, para las dos fuentes principales de contribución el aerosol secundario y las emisiones vehiculares se obtuvieron los resultados esperados. La mayor emisión de partículas en automóviles de gasolina cuando los motores son encendidos a bajas temperaturas explica, en parte que existan mayores contribuciones de este tipo de emisiones en otoño que en verano. También, las bajas tasas de dispersión en otoño con respecto al verano, favorecen la alta concentración a los contaminantes regionales como las emisiones vehiculares. Por otra parte, las contribuciones obtenidas para el aerosol secundario fueron mayores en verano de 2008 que en otoño de 2007, esto

debido a la mayor radiación y temperaturas elevadas las cuales favorecen la formación del aerosol.

Contribuciones promedio por sitio de monitoreo (Escobedo y Santa Catarina)

Campaña de otoño de 2007

Las Figuras 4.5 y 4.6 muestran la contribución en porcentaje de cada una de las fuentes para los sitios de Escobedo y Santa Catarina en la campaña de otoño de 2007. La mayor contribución fue aportada por las emisiones vehiculares (gasolina y diesel) con un porcentaje de 40% para Escobedo y 47% para Santa Catarina respectivamente. El material geológico fue la segunda contribución más alta en ambos sitios (Escobedo 21% y Santa Catarina 22%). El aerosol secundario [(se considero la suma de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NH_4NO_3 y NH_4HSO_4)] aportó el 17% en Escobedo y 22% en Santa Catarina. La cocción de alimentos fue mayor en Escobedo con 17% mientras un 7% para Santa Catarina. La contribución industrial fue poco significativa en ambos sitios con un 1% en Escobedo y un 2% en Santa Catarina.

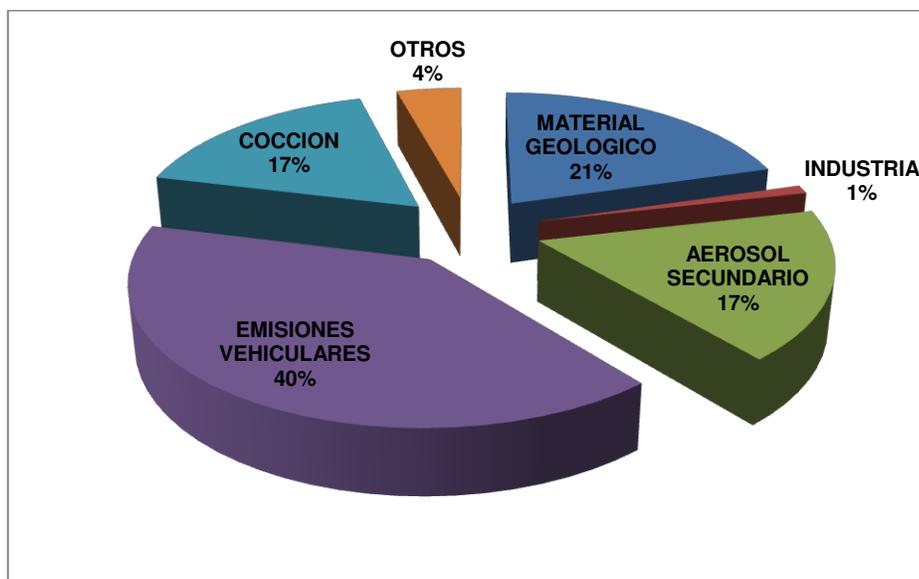


Figura 4.5 Contribución por fuente para el sitio de Escobedo estimadas con el modelo CMB en otoño de 2007.

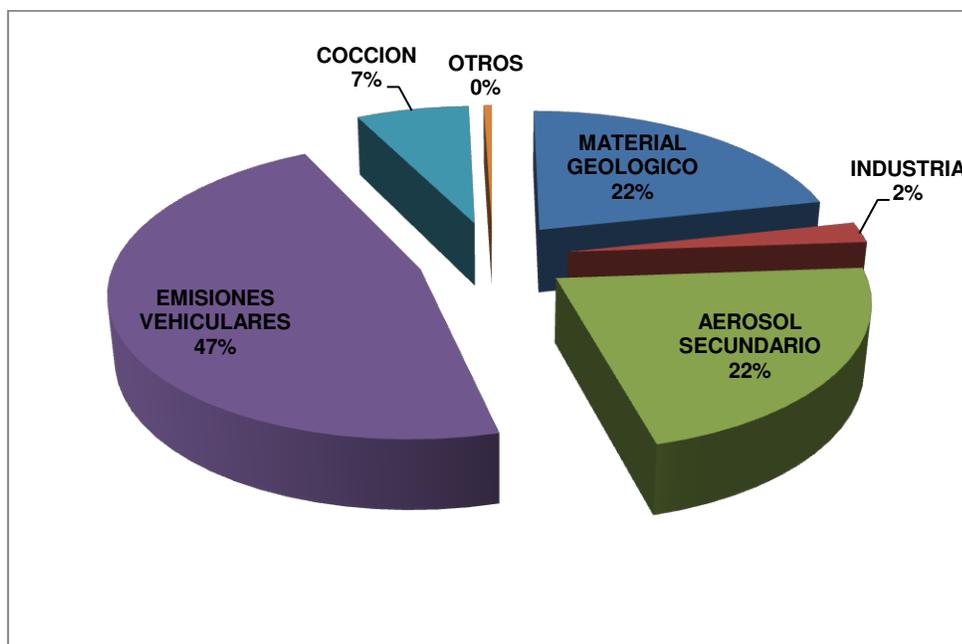


Figura 4.6 Contribución por fuente para el sitio de Santa Catarina estimadas con el modelo CMB en otoño de 2007.

Campaña de verano de 2008.

Las Figuras 4.7 y 4.8 muestran la contribución en porcentaje de cada una de las fuentes para los sitios de Escobedo y Santa Catarina en la campaña de verano de 2008. En esta campaña, hubo una tendencia muy similar en cuanto a la contribución porcentual que presentaron ambos sitios comparada con el otoño de 2007. Las emisiones vehiculares 38% en Escobedo y 39% en Santa Catarina. El material geológico 23% en ambos sitios. El aerosol secundario aportó 32% en Escobedo y 30% en Santa Catarina. La contribución por fuentes industriales fue nuevamente poco significativa con un 2% para Escobedo y 1% en Santa Catarina. La cocción de alimentos fue similar en ambos sitios con un 5 y 6% respectivamente.

La diferencia más significativa comparando los sitios por campaña, fue con la contribución del aerosol inorgánico secundario. En Escobedo de 2007, el porcentaje fue

de 17% comparado con el 32% en el año de 2008. Mientras que en Santa Catarina de 2007, existe una diferencia de 8 puntos porcentuales en dos fuentes de contribución en comparación con el mismo sitio pero en el año de 2008. Con un 47% en el año de 2007 y un 39% en 2008 para emisiones vehiculares. En aerosol secundario las contribuciones fueron un 22 y 30% respectivamente.

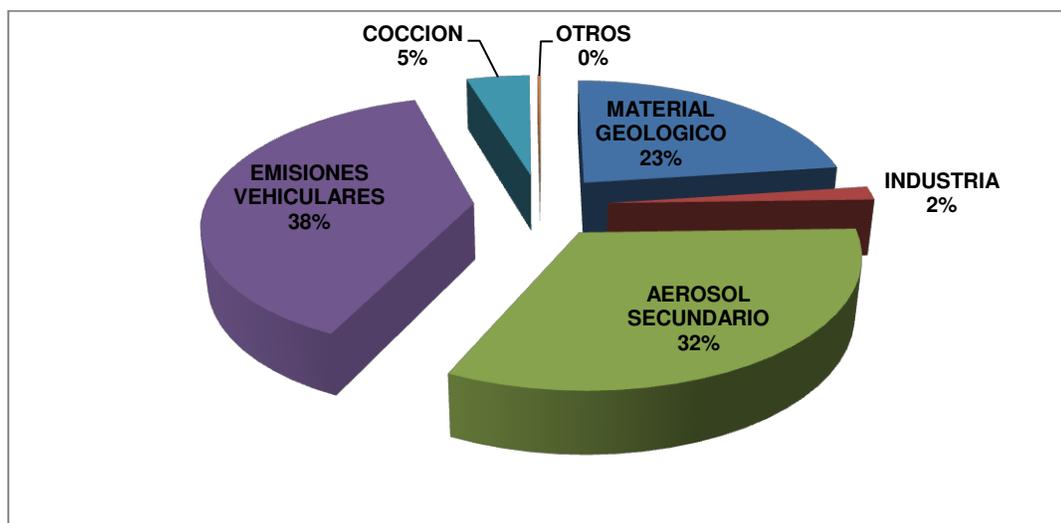


Figura 4.7 Contribución por fuente para el sitio de Escobedo estimadas con el modelo CMB en verano de 2008.

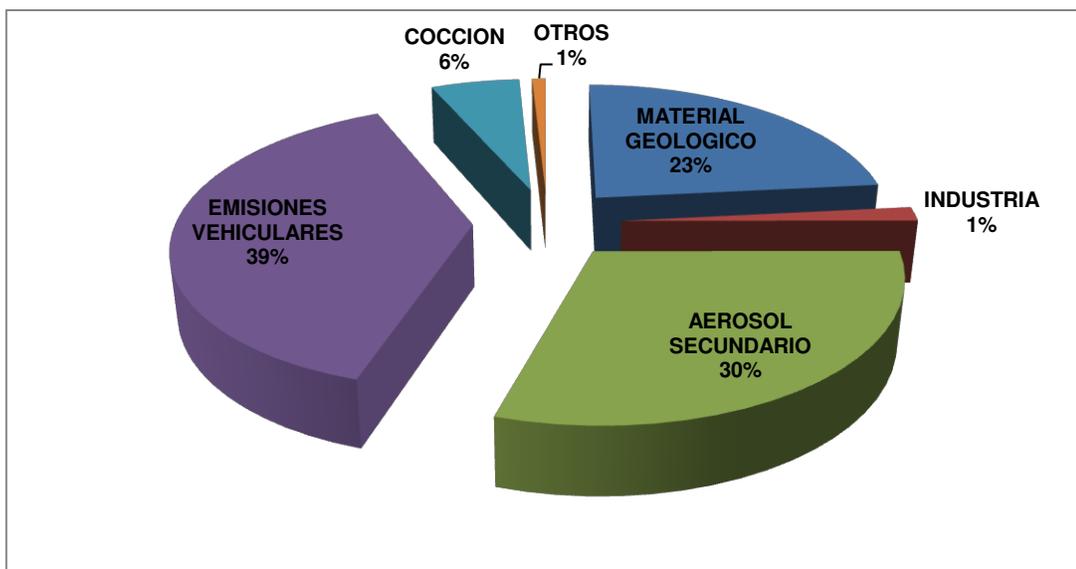


Figura 4.8 Contribución por fuente para el sitio de Santa Catarina estimadas con el modelo CMB en verano de 2008.

Contribuciones diarias para Escobedo y Santa Catarina

Las Figuras 4.9 a 4.12, muestran las contribuciones de la concentración de $PM_{2.5}$ por parte de las fuentes de emisión. Estos gráficos se generaron con los datos de la Tabla 4.1. Las barras representan la contribución por día de $PM_{2.5}$ por cada fuente calculada mediante el modelo CMB.

En las figuras 4.9 y 4.10 se muestran las contribuciones diarias a la masa de $PM_{2.5}$ en la campaña de otoño de 2007. En las figuras se observa que la contribución más importante fue la de emisiones vehiculares (gasolina + diesel). En los días 21, 23 y 25 de noviembre se presentó una concentración de $PM_{2.5}$ baja, especialmente este último día. En el sitio de Escobedo se presentó una contribución importante de cocción los días 4 y 8 de diciembre, mientras que para Santa Catarina el día 6 de diciembre fue la contribución más importante por parte de esta misma fuente.

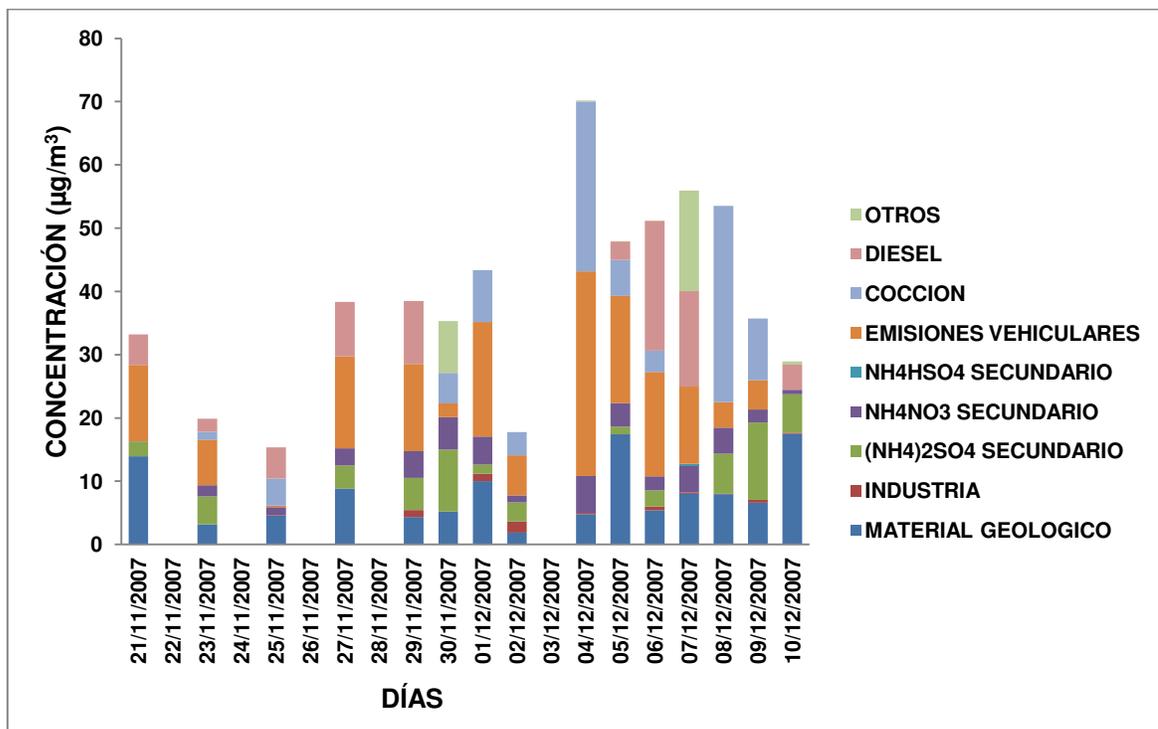


Figura 4.9 Concentración media y contribución estimada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de $PM_{2.5}$ por categoría de fuentes obtenidas por el modelo CMB en la campaña de otoño de 2007, sitio Escobedo.

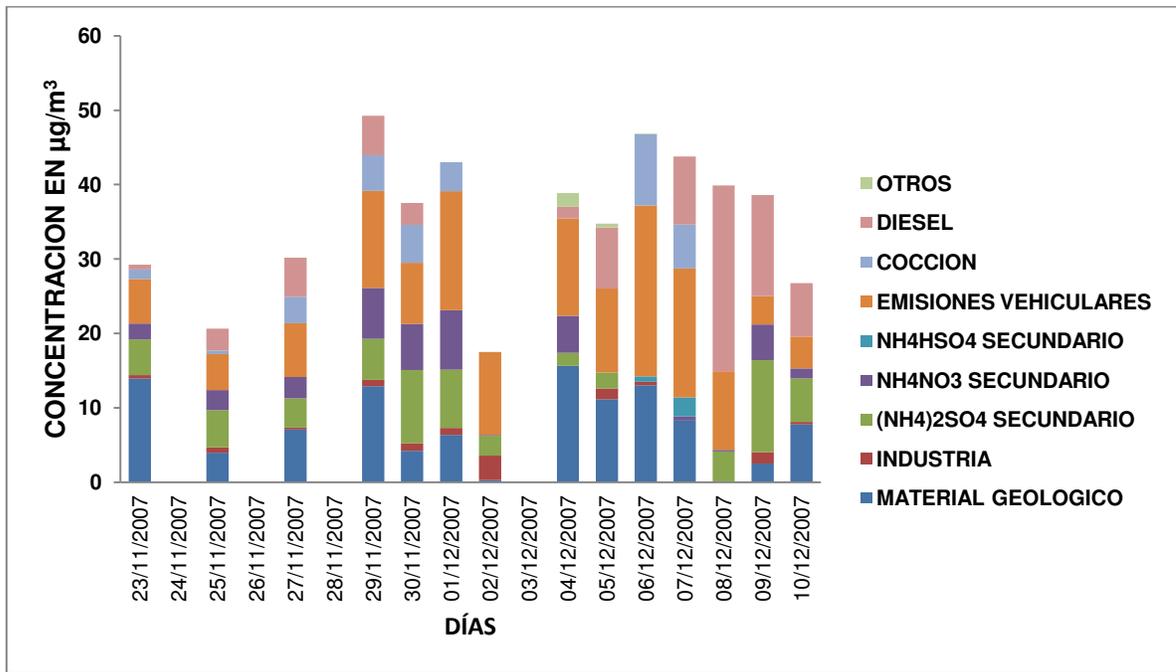


Figura 4.10 Concentración media y contribución estimada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de $\text{PM}_{2.5}$ por categoría de fuentes obtenidas por el modelo CMB en la campaña de otoño de 2007, sitio Santa Catarina.

En las figuras 4.11 y 4.12 se muestran las contribuciones diarias a la masa de $\text{PM}_{2.5}$ en la campaña de verano de 2008. Para ambos sitios se observa que la concentración más baja de $\text{PM}_{2.5}$ fue el día 20 de julio, a diferencia del otoño del 2007 en el verano se observa que las contribuciones más importantes fueron aportadas por las emisiones vehiculares y el aerosol secundario (NH_4NO_3 , NH_4HSO_4 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$).

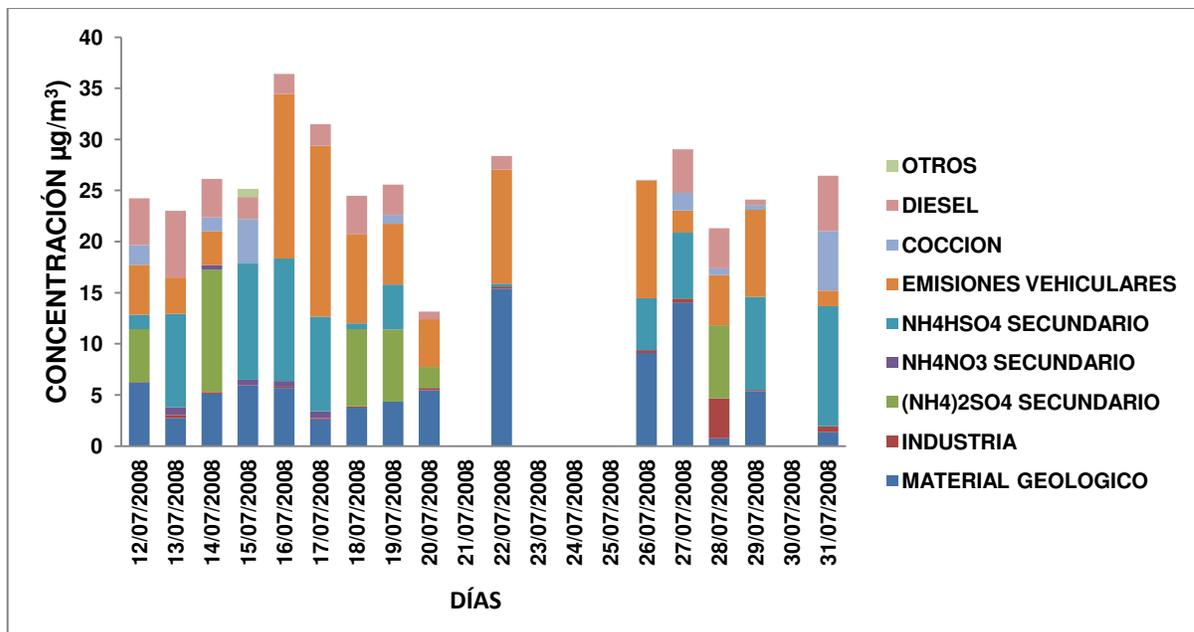


Figura 4.11 Concentración media y contribución estimada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de PM2.5 por categoría de fuentes obtenidas por el modelo CMB en la campaña de verano de 2008, sitio Escobedo.

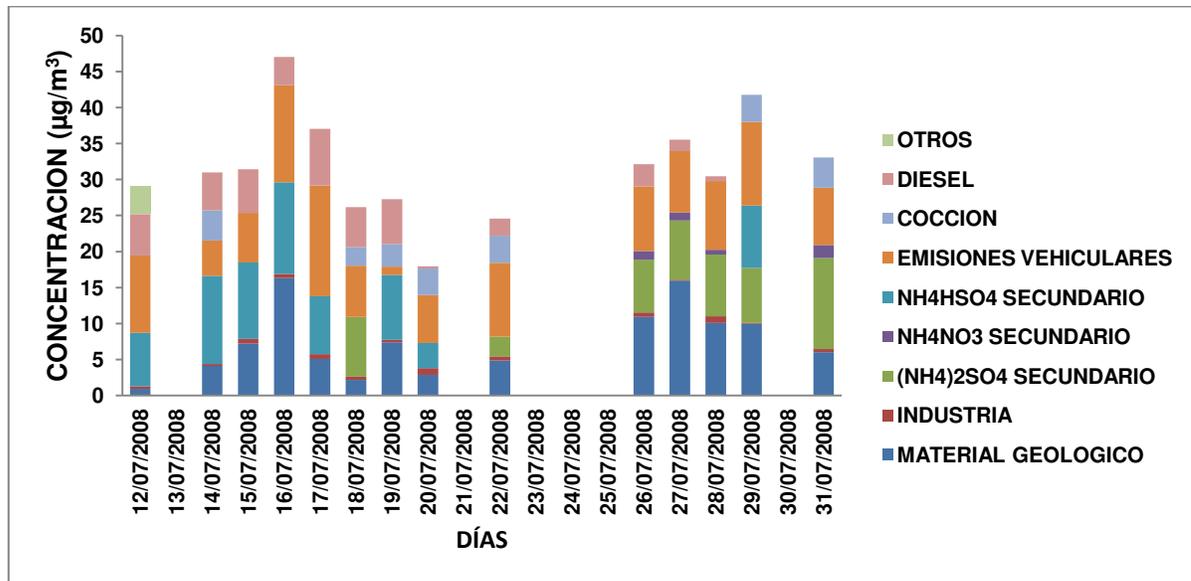


Figura 4.12 Concentración media y contribución estimada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de PM2.5 por categoría de fuentes obtenidas por el modelo CMB en la campaña de verano de 2008, sitio Santa Catarina.

Comparación con estudios previos

El CMB ha sido utilizado en diferentes partes del mundo para la distribución e identificación de fuentes $PM_{2.5}$, en el sureste Estados Unidos (Zheng y col., 2002), en Atlanta, Georgia, Estados Unidos (Zheng y col., 2007), en Dhaka (Begum y col., 2007). (Vega y col., 2009) realizaron un estudio en la Ciudad de México para identificar las posibles fuentes que daban origen al material particulado fino ($PM_{2.5}$), llevaron a cabo una campaña de monitoreo del 23 de febrero al 22 de marzo de 1997 en seis sitios: Xalostoc (XAL), Tlanepantla (TLA), Netzahualcoyotl (NET), La Merced (MER), Pedregal (PED) y Cerro de la Estrella (CES). El modelado de CMB se hizo utilizando las concentraciones promedio de sitio para las muestras de 24 horas y las concentraciones promedio del periodo por sitio para análisis CMB diurnos. En general, los resultados mostraron que las emisiones de fuentes móviles fueron el principal contribuyente a las $PM_{2.5}$ para la mayoría de los sitios, a excepción de NET. Aerosol secundario y material geológico también mostraron importantes contribuciones en todos los sitios. Sulfato de amonio dominó la fracción secundaria (8-22%) en todos los casos, mientras que la mayor contribución de nitrato de amonio fue del 4%. La incineración, que representa las emisiones industriales de metal o la quema de residuos a cielo abierto, también se observó en todos los sitios, variando la contribución de 2-11% y mostró su mayor contribución en el área industrial (TLA y XAL) como se esperaba. Estos resultados avalan la gran influencia que tienen las emisiones vehiculares en los resultados obtenidos mediante el CMB, en este trabajo de tesis también se observó que la principal fuente de contribución en los dos sitios Escobedo y Santa Catarina en las dos campañas 2007 y 2008, fueron las fuentes móviles (automóviles). Por otro lado, los resultados de (Vega y col., 2009) también mostraron que el aerosol secundario es una contribución importante para la formación de partículas finas a tal grado que en 5 de los 6 sitios fue la segunda fuente de contribución más importante. La fuente de material geológico también resultó una fuente de contribución importante en los seis sitios de la Ciudad de México al igual que en este proyecto de investigación.

En tres de los sitios XAL, MER y CES, (Vega y col., 2009), llevaron a cabo 4 periodos de muestreo: 12:00 am a 6:00 am (periodo 1); 6:00 am a 12:00 pm (periodo 2) de 12:00 pm a 6:00 pm (periodo 3) y de 6:00 pm a 12:00 am (periodo 4). Ellos obtuvieron un patrón similar al obtenido en este trabajo en cuanto a las contribuciones diarias en estos sitios en particular. En los tres sitios la principal contribución en todos los periodos de muestreo fueron las fuentes móviles, los aerosoles secundarios especialmente el sulfato de amonio y el material geológico también presentaron contribuciones importantes en los tres sitios y en todos los periodos de muestreo.

Análisis de los perfiles de emisión

Adicionalmente, para comprobar si los perfiles de emisión se agrupan en las fuentes específicas mencionadas anteriormente, se le aplicó la técnica de análisis “clúster”. El Análisis de Clúster (o Análisis de conglomerados) es una técnica de Análisis Exploratorio de Datos para resolver problemas de clasificación. Su objeto consiste en ordenar objetos (personas, cosas, animales, plantas, variables, etc.) en grupos (conglomerados o clúster) de forma que el grado de asociación/similitud entre miembros del mismo clúster sea más fuerte que el grado de asociación/similitud entre miembros de diferentes clúster. Cada clúster se describe como la clase a la que sus miembros pertenecen. El análisis de clúster es un método que permite descubrir asociaciones y estructuras en los datos que no son evidentes a priori pero que pueden ser útiles una vez que se han encontrado.

Los resultados de un Análisis de Clúster pueden contribuir a la definición formal de un esquema de clasificación tal como una taxonomía para un conjunto de objetos, a sugerir modelos estadísticos para describir poblaciones, a asignar nuevos individuos a las clases para diagnóstico e identificación, etcétera. Se utilizó el programa JMP 6.0 para llevar a cabo el análisis. El primer paso fue identificar las correlaciones de todas las especies en la matriz de los perfiles de emisión. Después se identificaron las redundancias, las especies con una correlación mayor a 0.8 se consideran redundantes y aportan información semejante. Por lo que procederemos a eliminar a las especies con un alto valor de correlación con el fin de depurar la matriz. Las especies excluidas

del análisis fueron (Mg, Si, Cl, Ti, Mn, Fe, Ni, Zn, Ga, Ge, Se, Br, Rb, Sr, Zr, Mo, Pd, In, Sn, Ba, La, Hg, Pb, B, Li, Tl, Ur, F, Cl^{+2} , K^{+2}). Una vez realizada la depuración de la matriz realizamos el análisis clúster con ayuda del programa JMP 6.0 y observamos la formación de cuatro grupos en los cuales se distribuyeron los perfiles de emisión:

- **Grupo 1:** Incluye todos los perfiles de material geológico (IMRDC, ICBDC, ICRDC, PVRF, ASPF, LNDF, AGSF, DXRF, UPRF, DLKF, TZTF, CSCF, KLNf, CMPF, CGRF, STPF, SGTF, DCCF, DNTF, DRNF, DLGF, DCNF, DTOF).
- **Grupo 2:** Incluye los perfiles de emisiones de gasolina, diesel y cocción. Esto se debe a que los tres sub-grupos tienen contribuciones importantes de carbono orgánico, por lo que el clúster los agrupa en un mismo conjunto. Perfiles de emisiones de gasolina (IMRSC, IMRSCC, IMRSEC, IMRSIC, IMRSJC, IMRSUC, CTE, CTS, CTO, ANE, ANS, CHT, NAT, IYN, CRN, XRD), perfiles de la fuente diesel (CNN, CNS, CCS, CCL, TOS, TOL), perfiles de cocción (IMTSA, IMTSC, TLV, RSA, CET, LGJ).
- **Grupo 3:** Contiene los 3 perfiles de aerosol secundario (AMSUL, AMBSUL, AMNIT).
- **Grupo 4:** Se incluyen los perfiles industriales (ICBDA, IMGPEC).

Cabe mencionar que los perfiles: (ICBDA1, IMRSUC, PNT, PCN, PCX, PZM, NAT, MARIN) no se ubicaron en las fuentes específicas a las que pertenecen. Esto se debe, a que dichos perfiles presentan características afines respecto a las especies químicas de algún otro grupo. Por otra parte, en el PCA también se presentó la mezcla en las fuentes resueltas por el modelo, esto se debe en gran parte a la presencia de marcadores específicos en las diferentes fuentes como lo fue en este caso el carbono orgánico presente en los perfiles de emisión de las emisiones de gasolina, diesel y cocción. Sin embargo, se cumplió con el objetivo principal del análisis clúster de ordenación en diferentes grupos de acuerdo al grado de similitud que presentaron los perfiles de emisión. La Figura 4.13 muestra el análisis clúster realizado para los perfiles de emisión con el programa JMP 6.0.

Hierarchical Clustering

Method: Ward

Dendrogram

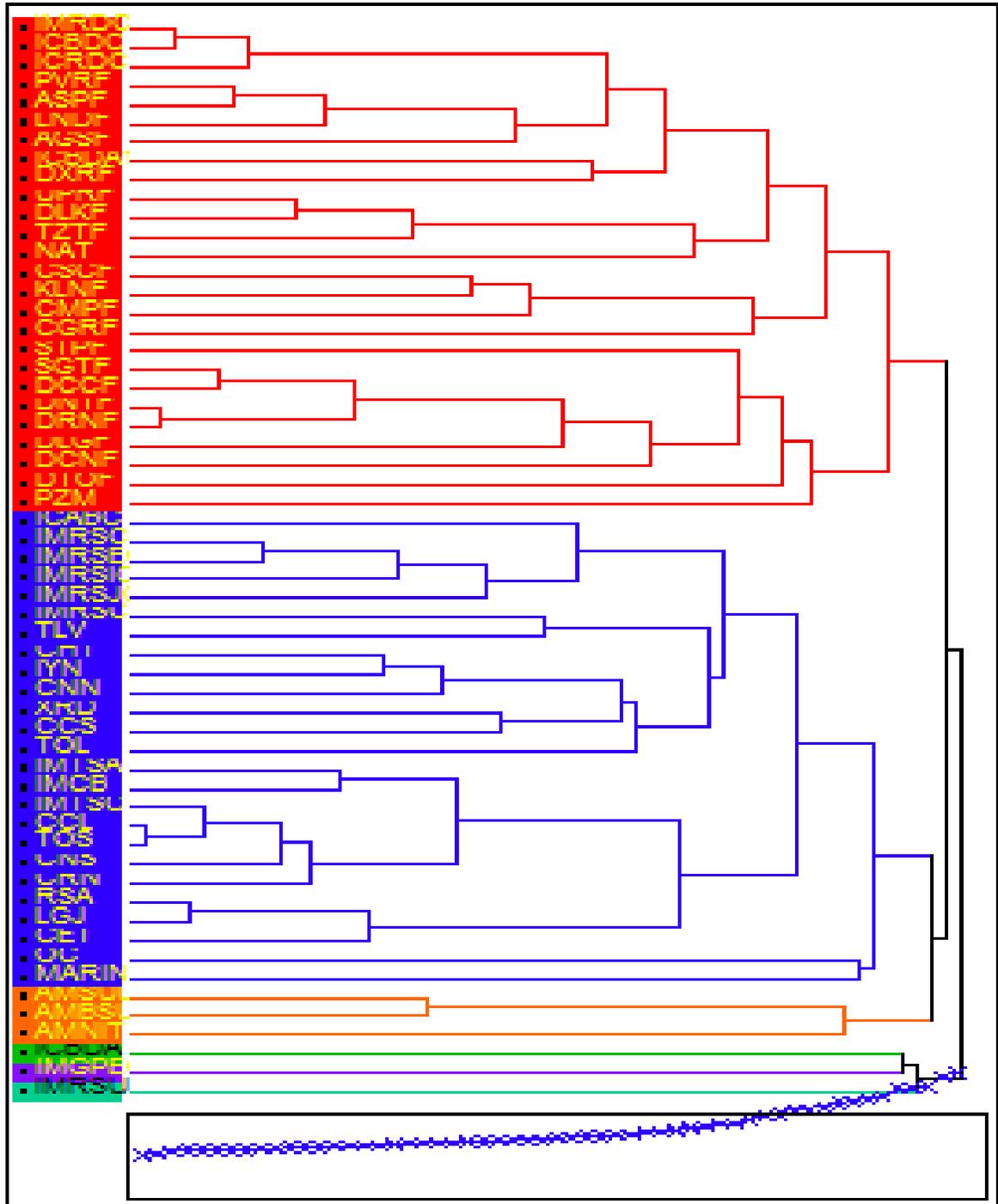


Figura 4.13 Clúster obtenido del análisis de los perfiles de emisión.

4.2 Factorización de Matrices Positivas (PMF).

La metodología seguida para la asignación de fuentes $PM_{2.5}$ utilizando el PMF fue la mostrada en la Figura 4.14 (diagrama de flujo de trabajo). En el Apéndice B se muestra la discusión detallada de cada uno de los pasos involucrados en la Preparación de datos, Análisis PMF e Interpretación de la solución PMF realizados para los dos sitios Escobedo y Santa Catarina en las campañas de 2007 y 2008.

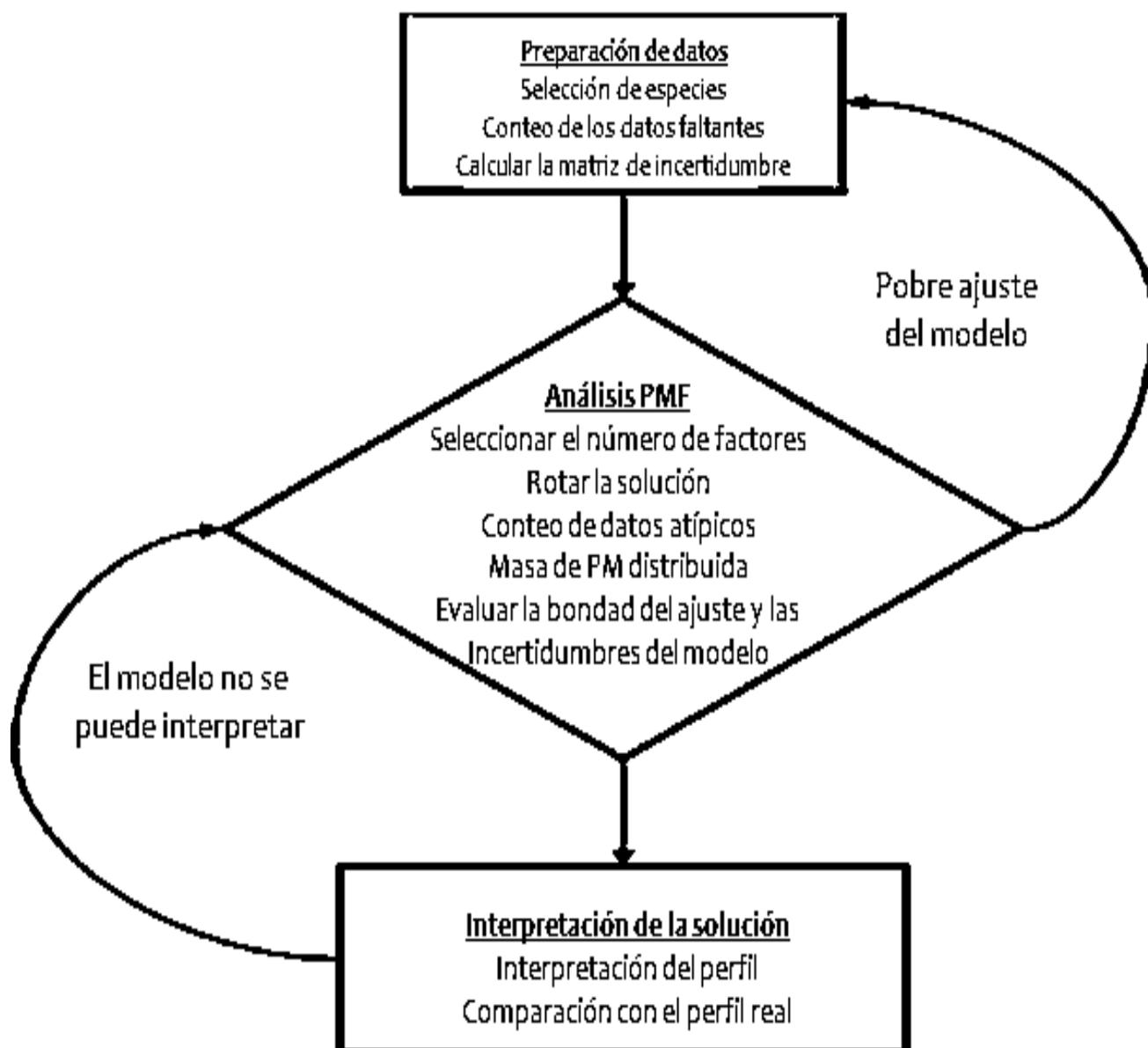


Figura 4.14 Diagrama de flujo de trabajo para análisis PMF de datos de especies ambientales. Tomado de (Reff y col., 2007)

Contribuciones promedio por campaña: otoño de 2007 y verano de 2008.

Se obtuvo el promedio de la contribución de cada fuente obtenida con el análisis PMF, de los sitios de Escobedo y Santa Catarina para las campañas de monitoreo de otoño de 2007 y verano de 2008. Las contribuciones obtenidas con el modelo fueron normalizadas (la suma de las contribuciones se ajustaron al 100%), ya que el modelo en algunas fechas sobre estima o subestima la masa de $PM_{2.5}$ (mayor al 100 %).

Las Figuras 4.15 y 4.16 muestran las contribuciones promedio de las fuentes para otoño de 2007 y verano de 2008. Cabe mencionar que en las emisiones vehiculares se agruparon a las fuentes de diesel y de emisiones de gasolina, mientras que el aerosol secundario incluye al $(NH_4)_2SO_4$ y al NH_4NO_3 . Se observan algunas diferencias entre los resultados de ambas campañas las cuales se discuten a continuación. Para las dos campañas las contribuciones más grandes fueron las aportadas por el aerosol secundario aportando a la masa total de $PM_{2.5}$ con un 33% en otoño de 2007 y un 39% en verano de 2008. En relación a las concentraciones de esta fuente en otoño se obtuvo un $6.270 \pm 19.073 \mu g/m^3$ (concentración promedio \pm desviación estándar) y en verano una concentración $4.975 \pm 14.042 \mu g/m^3$ obteniéndose un proporción de $\sim 1:3$ en ambas campañas. Analizando por separado los componentes del aerosol, el NH_4NO_3 contribuyo con un 13% a la masa total de $PM_{2.5}$ con una concentración de $2.55 \pm 7.243 \mu g/m^3$ para la campaña de otoño de 2007, para la campaña de verano de 2008 contribuyo con un 17% y una concentración de $2.23 \pm 6.256 \mu g/m^3$ (concentración \pm desviación estándar), observando una proporción de $\sim 1:3$ en ambas campañas. Por otro lado, el $(NH_4)_2SO_4$ en otoño de 2007 contribuyo con un 19% a la masa total y una concentración de $3.71 \pm 11.834 \mu g/m^3$, mientras que en verano la contribución porcentual fue del 21% y una concentración de $2.75 \pm 7.798 \mu g/m^3$. Para ambas campañas las contribuciones porcentuales fueron mayores en el verano, la explicación es que la producción de sulfato secundario es mayor en esta estación del año, debido a la mayor radiación solar y las altas temperaturas que favorecen la transformación fotoquímica del dióxido de azufre a sulfato (Kasibhatla y col., 1996; Querol y col., 1998; Vecchi y col., 2004).

Con respecto a la fuente de suelo, los resultados de ambas campañas son similares. Para el otoño de 2007, se presentó un 12% de contribución a la masa total de $PM_{2.5}$, mientras que para el verano de 2008 la contribución fue del 15%. Las concentraciones de esta fuente son para el otoño de $2.413 \pm 7.234 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y en verano de $2.023 \pm 6.252 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la proporción observada es de $\sim 1:3$. El porcentaje de contribución por parte de la fuente industrial fue mayor en la campaña de otoño de 2007 con 10% del total de la masa con una concentración de $1.863 \pm 5.701 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que en verano de 2008 fue de un 7% con $0.981 \pm 2.72 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de concentración. Finalmente, la fuente de cocción las contribuciones en las dos campañas fueron del 14%, con las concentraciones en otoño de 2.731 ± 8.906 y en verano de 2008 de 1.844 ± 5.017 .

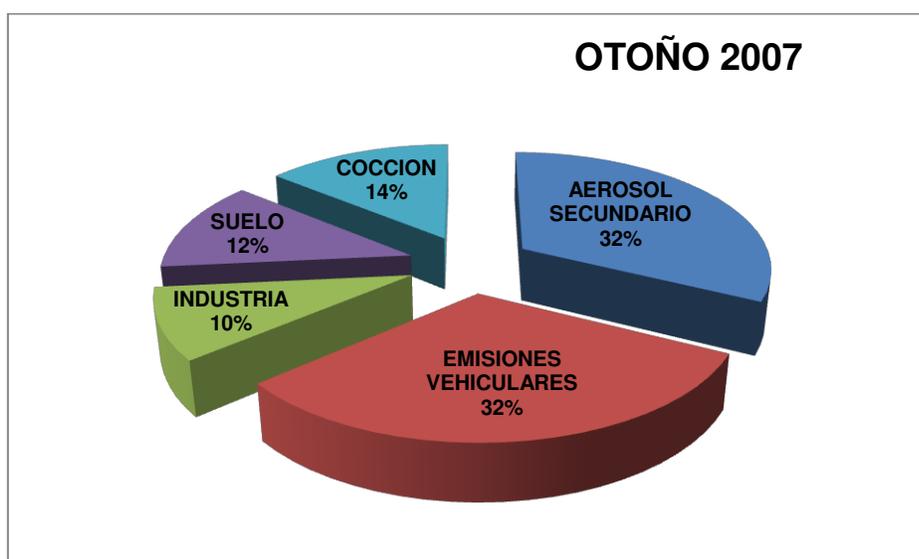


Figura 4.15 Contribución de las fuentes utilizando el PMF en la campaña de otoño de 2007.

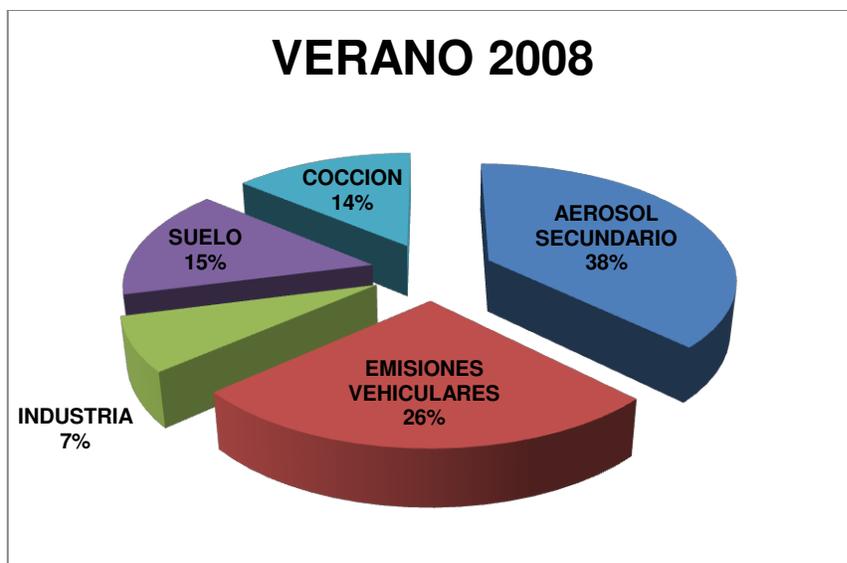


Figura 4.16 Contribución de las fuentes utilizando el PMF en la campaña de verano de 2008.

La Tabla 4.4 y la Figura 4.17 muestran las concentraciones promedio \pm desviación estándar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para las concentraciones de las fuentes estimadas por el modelo PMF para cada campaña de monitoreo. Las desviaciones estándar que se presentan por campaña son relativamente altas, pero las concentraciones promedio estimadas para cada fuente reportan coeficientes de variación bajos de alrededor del 30 al 40%. Una posible explicación de los altos valores de la desviación estándar es que en el perfil de factores (matriz F) la concentración de varias especies químicas distribuidas en cada factor reportaban valores de cero lo que puede contribuir a que la desviación estándar incremente. Por otro lado, en las contribuciones (matriz G) se presentaron días en los que no fue posible identificar algunos de los factores propuestos por el PMF por lo que la concentración fue de cero.

Tabla 4.4 Asignación de fuentes PM_{2.5} por campaña de monitoreo (media ± DE en µg/m³). Entre paréntesis el coeficiente de variación.

Fuente	Campaña	
	Otoño 2007	Verano 2008
1. SUELO	2.41 ± 7.234 (299.80%)	2.02 ± 6.252 (309.02%)
2. INDUSTRIA	1.86 ± 5.701 (306.02%)	0.98 ± 2.72 (277.37%)
3. (NH ₄) ₂ SO ₄	3.71 ± 11.834 (318.56%)	2.75 ± 7.798 (283.68%)
4. EMISIONES DE GASOLINA	3.57 ± 10.539 (294.83%)	1.66 ± 4.158 (251.03%)
5. NH ₄ NO ₃	2.55 ± 7.243 (283.53%)	2.23 ± 6.256 (281.09%)
6. DIESEL	2.53 ± 7.852 (310.49%)	1.82 ± 5.465 (300.30%)
7. COCCIÓN	2.73 ± 8.906 (326.16%)	1.84 ± 5.017 (272.12%)

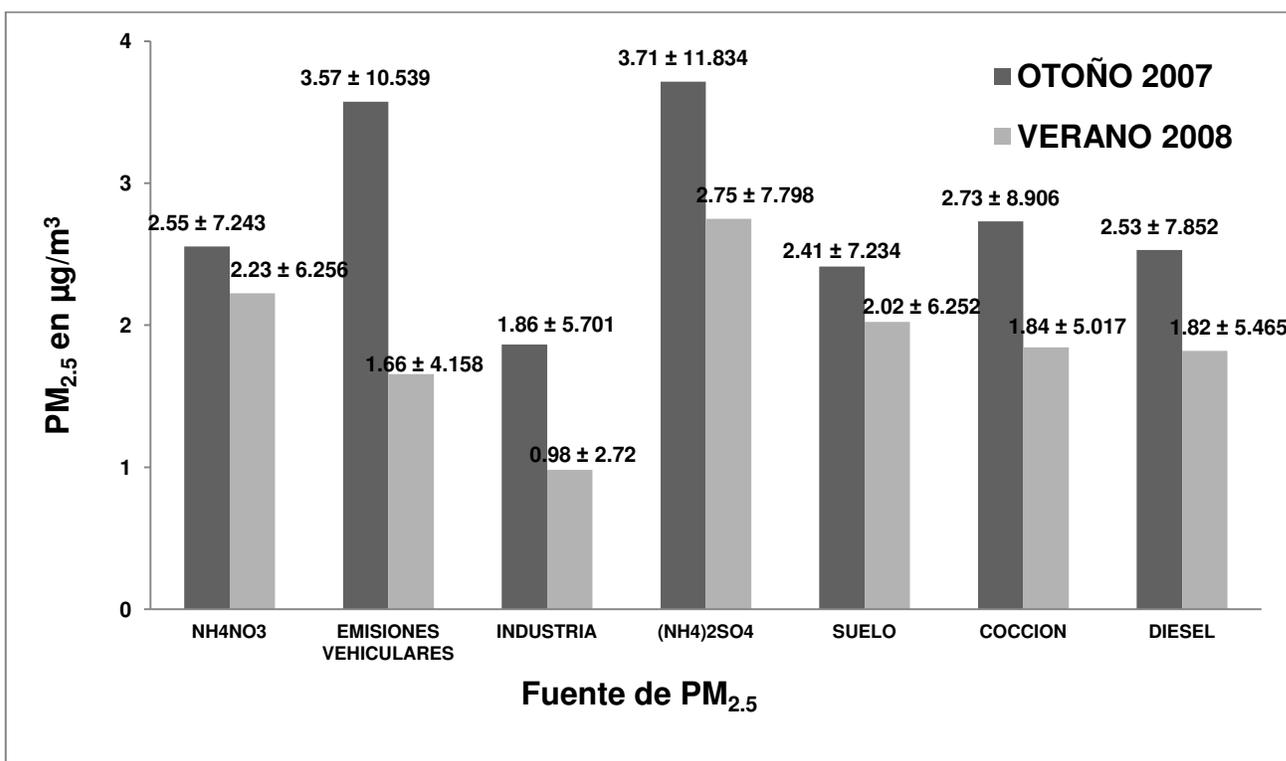


Figura 4.17 Concentraciones promedio ± desviación estándar (µg/m³) para las fuentes estimadas por el PMF.

En la Tabla 4.5 observamos las concentraciones de aerosol secundario que incluye al $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NH_4NO_3 , y las emisiones vehiculares que incluyen (Emisiones de Gasolina y Diesel). La Figura 4.22 muestra las concentraciones promedio de cada una de las fuentes en las campañas de otoño de 2007 y verano de 2008.

Tabla 4.5 Asignación de fuentes promedio de $\text{PM}_{2.5}$ por campaña de monitoreo (media \pm DE en $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Entre paréntesis el coeficiente de variación.

Fuente	Campaña	
	Otoño 2007	Verano 2008
1. SUELO	2.41 \pm 7.234 (299.80%)	2.02 \pm 6.252 (309.02%)
2. INDUSTRIA	1.86 \pm 5.701 (306.02%)	0.98 \pm 2.72 (277.37%)
3. AEROSOL SECUNDARIO	6.270 \pm 19.073 (304.21%)	4.975 \pm 14.042 (282.27%)
4. EMISIONES VEHICULARES	6.103 \pm 18.323 (300.21%)	3.476 \pm 9.617 (276.67%)
5. COCCIÓN	2.73 \pm 8.906 (326.16%)	1.84 \pm 5.017 (%)

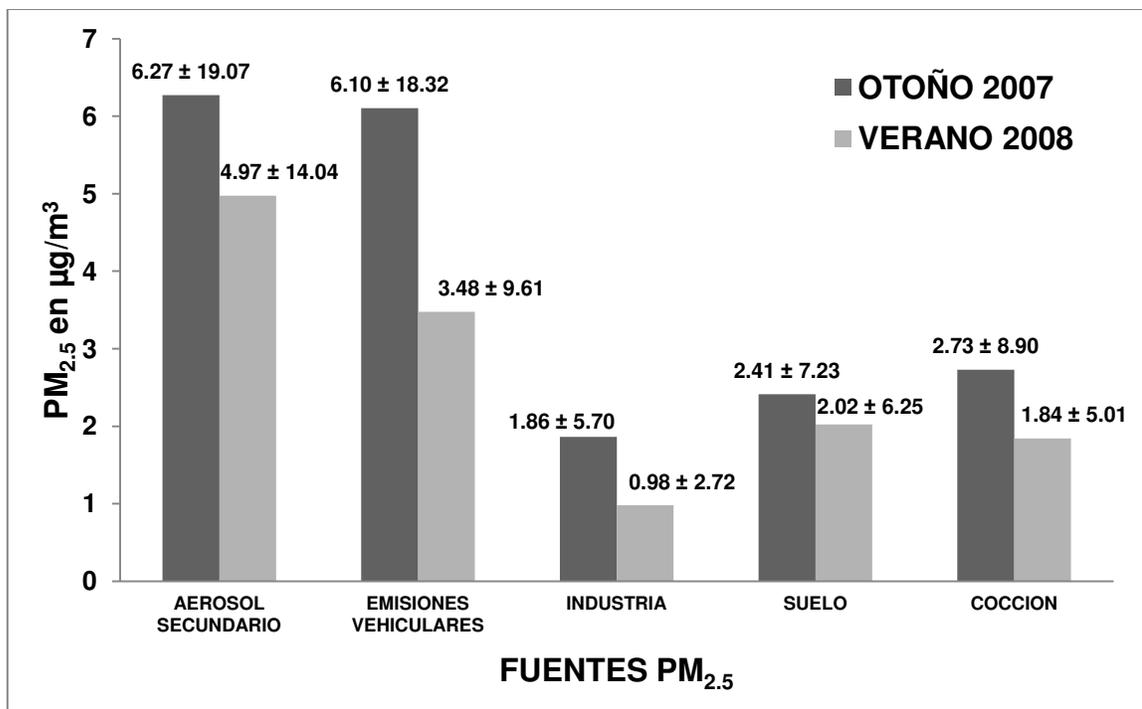


Figura 4.18 Concentraciones promedio \pm desviación estándar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para las fuentes estimadas por el PMF.

En general, existe una variación en cuanto a las concentraciones como a las contribuciones obtenidas con el modelo PMF para las dos campañas de monitoreo. Para las emisiones vehiculares como era de esperarse se obtuvieron mayores contribuciones en otoño de 2007 y aproximadamente el doble de concentración en esta estación comparada con el verano. Este mismo patrón se mantuvo en las contribuciones del aerosol secundario siendo mayores en verano de 2008, sin embargo, las concentraciones fueron mayores en el otoño de 2007. La explicación de este evento es que cuando se modeló la campaña de Santa Catarina de 2007 en el PMF, la concentración obtenida en el perfil de factores fue la más grande en comparación con las otras tres campañas, reportando una concentración de $7.270 \pm 21.911 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cabe mencionar que a pesar de que estos resultados no eran los esperados (en cuanto a concentración) para esta campaña, dicha solución fue la que mejor se ajustó a los parámetros estadísticos y de interpretación del perfil en el programa PMF.

Contribuciones promedio por sitio de monitoreo (Escobedo y Santa Catarina)

Campaña de otoño de 2007

Las Figuras 4.19 y 4.20 muestran la contribución en porcentaje por sitio de monitoreo y campaña de cada una de las fuentes. La mayor contribución en Escobedo fueron las emisiones vehiculares (gasolina y diesel) con un porcentaje de 34%, la segunda contribución más alta fue el aerosol secundario con un 26% de contribución a la masa total. Para Santa Catarina la mayor contribución fue del aerosol secundario (nitrato de amonio y sulfato de amonio) con un 39% y las emisiones vehiculares fueron la segunda fuente más importante con un 29%. La fuente de cocción contribuyó con 18% en Escobedo y 10% en Santa Catarina, el suelo tuvo contribuciones muy parecidas con un 13% en Escobedo y 12% en Santa Catarina. También, las fuentes industriales presentaron contribuciones semejantes con un 9% y 10% para Escobedo y Santa Catarina respectivamente.

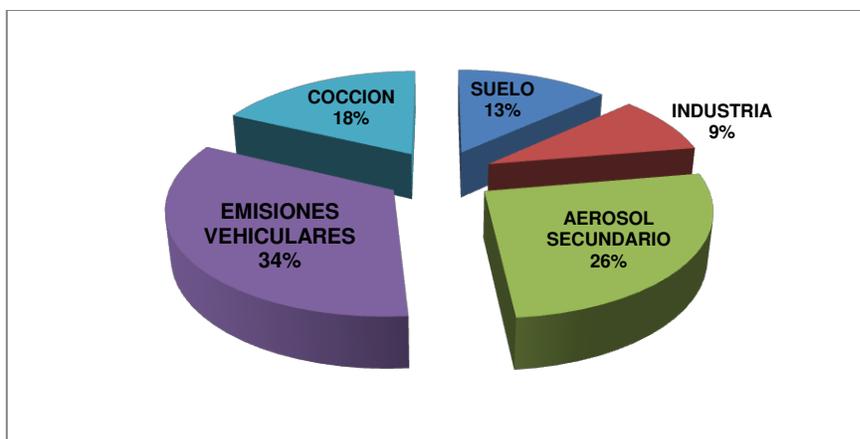


Figura 4.19 Contribución por fuente para el sitio de Escobedo estimadas con el modelo PMF en otoño de 2007.

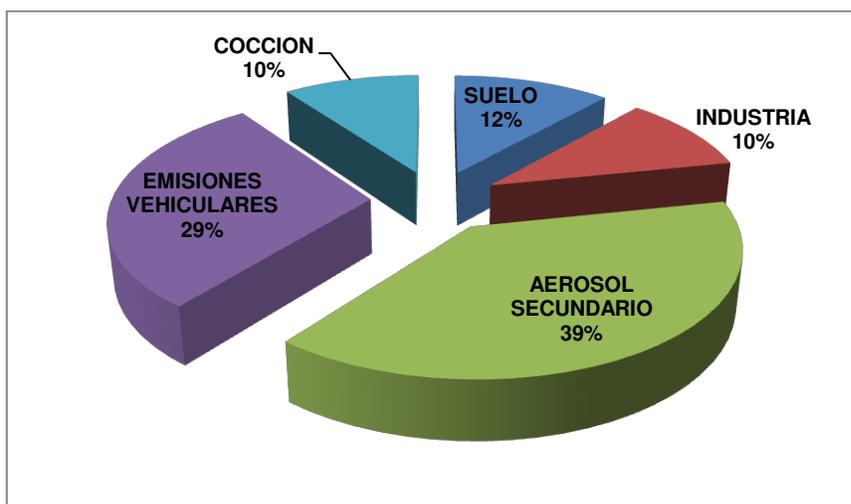


Figura 4.20 Contribución por fuente para el sitio de Santa Catarina estimadas con el modelo PMF en otoño de 2007.

Campaña de verano de 2008.

Las Figuras 4.21 y 4.22 muestran la contribución en porcentaje por sitio de monitoreo y campaña de cada una de las fuentes para verano de 2008. La fuente de contribución más importante fue el aerosol secundario con un 33% en Escobedo y con un 42% en Santa Catarina, la segunda fuente de contribución más importante fueron las emisiones vehiculares con un 29% en Escobedo y un 23% en Santa Catarina. El suelo contribuyó con un 18% en Escobedo y 12% en Santa Catarina. La cocción de alimentos fue similar

en ambos sitios 15% y 13% respectivamente, mientras que las fuentes industriales fueron de 5% en Escobedo y de 10% en Santa Catarina. Comparando los sitios por campaña, encontramos que la diferencia más significativa fue debida al aerosol inorgánico secundario. En Escobedo de 2007, la contribución porcentual fue de 26% comparado con el 33% del año 2008. Por otro lado, la diferencia más significativa en el sitio de Santa Catarina fue debida a las emisiones vehiculares, la diferencia es de 6 puntos porcentuales con un 29% en el año de 2007 y 23% en el 2008.

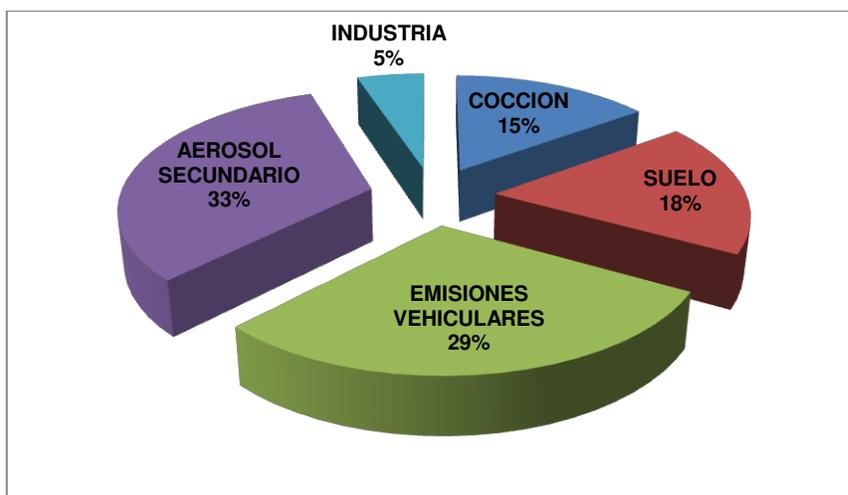


Figura 4.21 Contribución por fuente para el sitio de Escobedo estimadas con el modelo PMF en verano de 2008.

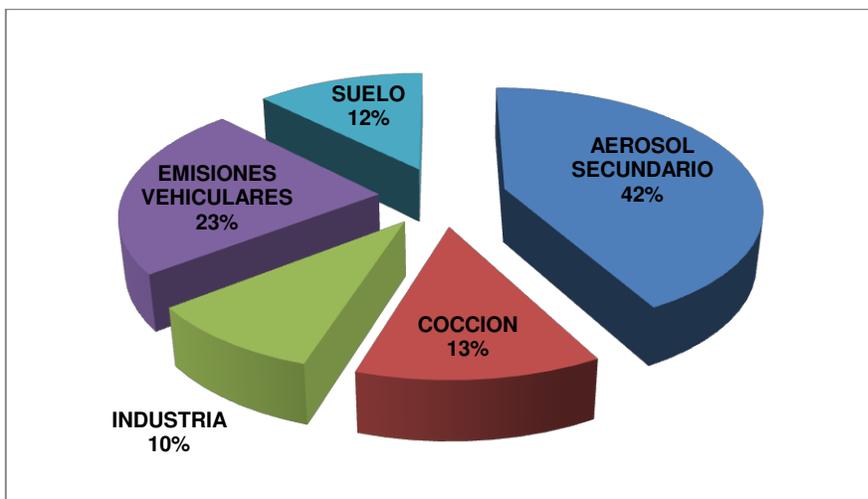


Figura 4.22 Contribución por fuente para el sitio de Santa Catarina estimadas con el modelo PMF en verano de 2008.

Contribuciones diarias para Escobedo y Santa Catarina

Las Figuras 4.23 a 4.26, muestran las contribuciones de la concentración de $PM_{2.5}$ por parte de las fuentes de emisión. Estos gráficos se generaron con las concentraciones en cada uno de los días de monitoreo (matriz G) de los siete factores resueltos por el PMF. Las barras representan la contribución por día de $PM_{2.5}$ por cada fuente calculada mediante el modelo.

En las Figuras 4.23 y 4.24 se muestran las contribuciones diarias a la masa de $PM_{2.5}$ estimadas en la campaña de otoño de 2007 para ambos sitios. Podemos observar que la contribución más importante para Escobedo fueron la de emisiones vehiculares (gasolina + diesel). Mientras que en Santa Catarina las concentraciones más importantes fueron debidas al nitrato de amonio y al sulfato de amonio. Las concentraciones de $PM_{2.5}$ más bajas se presentaron los días 25 de noviembre y 2 de diciembre en ambos sitios. En el sitio de Escobedo se presentó una contribución importante de fuentes industriales los días 1 y 4 de diciembre, mientras que para Santa Catarina el día 27 de noviembre fue la contribución más importante por parte de esta misma fuente.

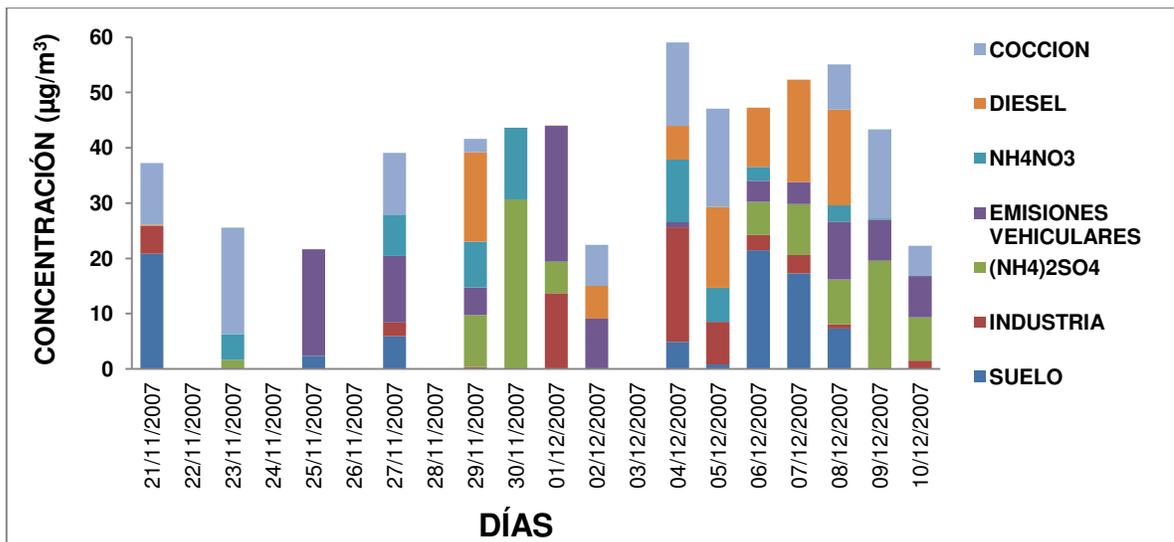


Figura 4.23 Concentración media y contribución estimada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de $PM_{2.5}$ por categoría de fuentes obtenidas por el modelo PMF en la campaña de otoño de 2007, sitio Escobedo.

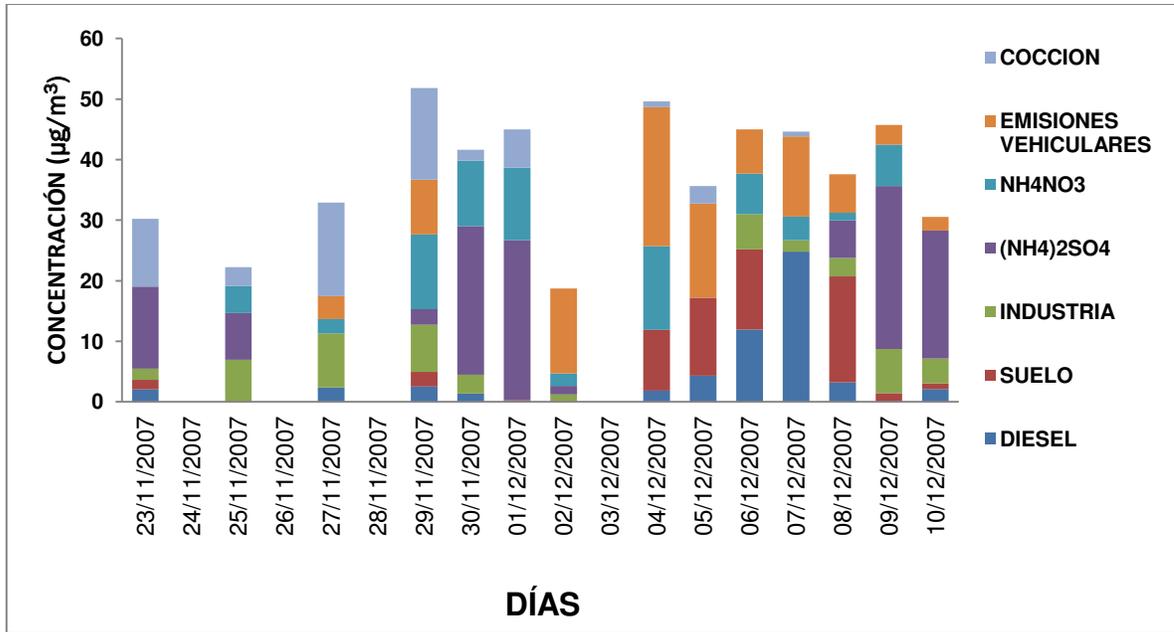


Figura 4.24 Concentración media y contribución estimada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de $\text{PM}_{2.5}$ por categoría de fuentes obtenidas por el modelo PMF en la campaña de otoño de 2007, sitio Santa Catarina.

En las Figuras 4.25 y 4.26 se muestran las contribuciones diarias a la masa de $\text{PM}_{2.5}$ estimadas en la campaña de verano de 2008. Para ambos sitios se observa que la concentración más baja de $\text{PM}_{2.5}$ fue el día 20 de julio. En Escobedo, las contribuciones más importantes fueron aportadas por las emisiones vehiculares, observándose también concentraciones importantes de suelo. Mientras que en Santa Carina las contribuciones más importantes fueron las de aerosol secundario (NH_4NO_3 y $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$). Las fuentes industriales contribuyeron también en este sitio.

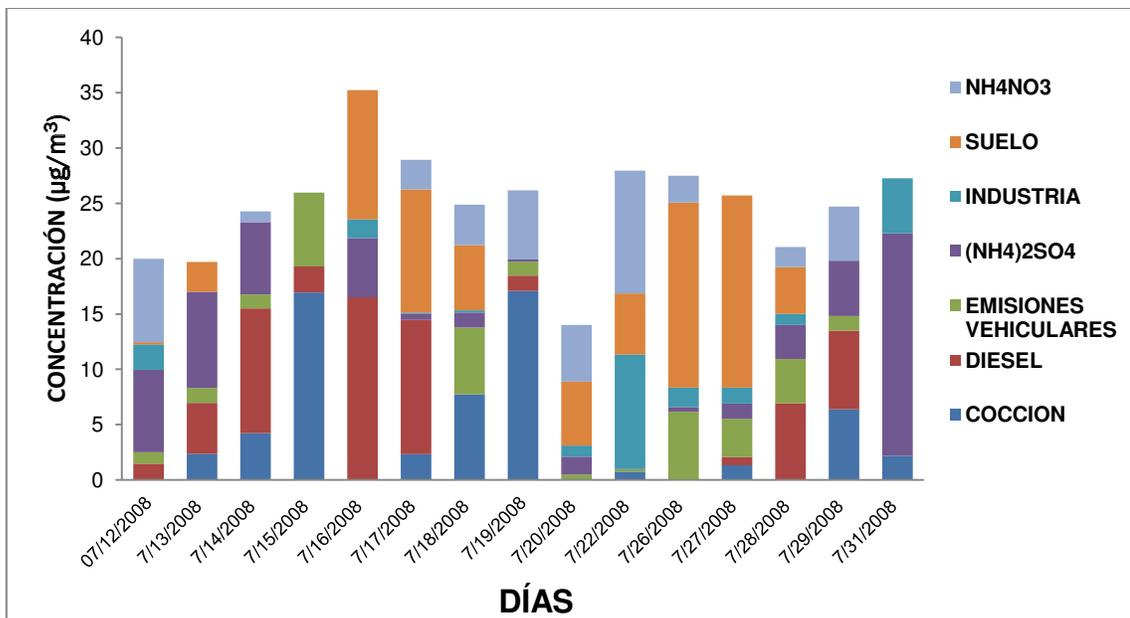


Figura 4.25 Concentración media y contribución estimada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de $\text{PM}_{2.5}$ por categoría de fuentes obtenidas por el modelo PMF en la campaña de verano de 2008, sitio Escobedo.

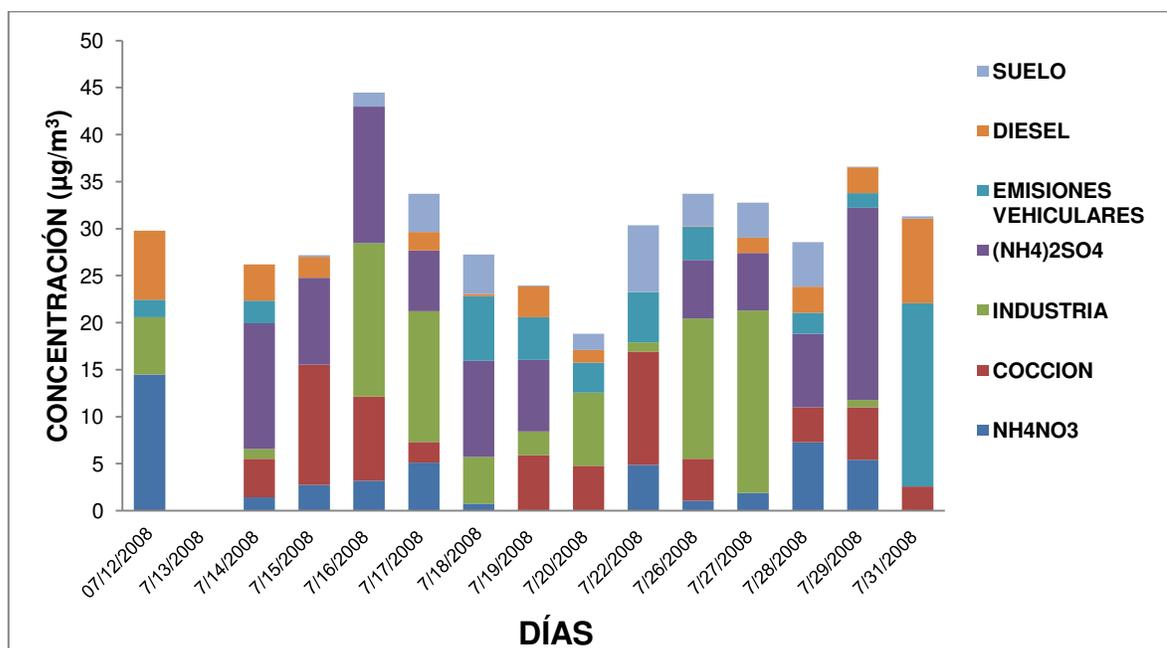


Figura 4.26 Concentración media y contribución estimada ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de $\text{PM}_{2.5}$ por categoría de fuentes obtenidas por el modelo CMB en la campaña de verano de 2008, sitio Santa Catarina.

Comparación con estudios previos

Resultados utilizando el PMF en el área urbana de Multedo en Génova, Italia, mostró que los principales contribuyentes a la masa de $PM_{2.5}$ son los aerosoles secundarios (49%) y las fuentes móviles (23%) seguido por la combustión de aceite pesado (13%), suelo (10%) y sal de mar (8%) (Mazzei y col., 2008). Aplicaciones del PMF usando los datos tradicionales de especiación (es decir carbono orgánico (CO), carbono elemental (CE), iones mayoritarios y metales) han sido reportados en los Estados Unidos (Hopke., 2003; Polissar y col., 1998, 2001) y alrededor del mundo (Qin y Oduyemi., 2003; Song y col., 2006). (Johnson y col., 2006) llevaron a cabo un estudio en la Ciudad de México para determinar la composición del aerosol y la distribución de fuentes $PM_{2.5}$ con las técnicas PIXE/PESA/STIM y un análisis multivariado. Las muestras de aerosol se recogieron a partir del 3 de abril al 4 de mayo en el Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental (CENICA), situado en una zona comercial-residencial en el sureste de la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM). Las muestras fueron recolectadas en tiras de teflón usando un impactador de 3 etapas (UC Davis, CA) en rangos de tamaño 1.15 -2.5 μm (Etapa A), 0.34-1.15 μm (Etapa B), y 0.07-0.34 μm (Etapa C) en un caudal fijo de 10 SLPM con una velocidad de rotación de 2 mm por 12 horas. PMF se aplicó a los datos PIXE y PISA para ayudar a identificar las fuentes de emisiones de partículas en la ZMVM. El análisis de partículas individual y mediciones de espectrometría de masas (AMS) mediciones durante el 2003 en la ZMVM confirman que S fue el mayor componente de $PM_{2.5}$ y sugieren que estuvo presente como sulfato de amonio durante la mayor parte de la campaña (Johnson y col., 2005; Salcedo y col., 2005). La variabilidad en la temporada, la meteorología y las emisiones contaminantes complican las comparaciones entre los diferentes estudios de campo que se realizan en diferentes ciudades. En las etapas A y B, la contribución más importante fue debido al sulfato de amonio con un 42.3% y 43.1%, respectivamente. Estos resultados se pueden comparar con los obtenidos en este trabajo de tesis debido a que en los dos sitios de la campaña de verano de 2008 la principal contribución fue debida al aerosol secundario así como para el sitio de Santa Catarina de 2007 con un promedio de ~38% para los tres sitios. Comprobando la influencia del aerosol inorgánico secundario utilizando el PMF.

(Baumann y col., 2008) realizaron un estudio en la ciudad de Birmingham, Alabama y utilizaron el PMF (en diferentes estaciones del año) con datos de especiación química de material particulado fino ($PM_{2.5}$) para estimar la contribución de las fuentes a las $PM_{2.5}$ ambientales en un entorno urbano altamente industrializado en el sureste de Estados Unidos. En el estudio en Birmingham, se encontró la misma variación estacional para las emisiones vehiculares y contaminantes secundarios los cuales representan las principales fuentes de contribución en este trabajo de tesis. (Baumann y col., 2008) encontraron contribuciones de sulfato secundario y carbono orgánico secundario de $55 \pm 16\%$ en verano comparado con el $37 \pm 10\%$ en invierno. La contribución de las emisiones de vehículos de motor para el verano fue de $25 \pm 2\%$ y en invierno fue de $29 \pm 11\%$. La concentración de carbono orgánico, sulfato y nitrato secundario en invierno fue de (concentración \pm error estándar) ($1.96 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0.63$), ($4.34 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 1.63$), ($1.86 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 1.02$), respectivamente. Comparadas con las concentraciones obtenidas en verano que fueron para carbono orgánico secundario de ($2.83 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0.68$), para sulfato secundario ($9.81 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 3.67$) y para nitrato secundario ($0.39 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0.21$). Para las emisiones de los vehículos se obtuvo una concentración en verano de ($4.44 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 1.74$) y en invierno de ($4.89 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 1.92$). En nuestra investigación el aerosol secundario contribuyó con un 37% en la campaña de verano y con ~33% en otoño mientras que las emisiones vehiculares presentaron un porcentaje de contribución del 31% contra el 26% en verano. Las concentraciones de las emisiones de los vehículos en otoño de 2007 fueron de ($6.103 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 18.323$) y en verano de 2008 de ($3.476 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 9.617$). Estos resultados como se mencionó, avalan la influencia estacional que tienen las fuentes móviles y el aerosol secundario. Mientras que las $PM_{2.5}$ provenientes de los escapes de vehículos se ven favorecidas en estaciones del año donde se presentan temperaturas bajas las cuales impiden que el proceso de combustión se complete cuando los automóviles son encendidos en esta condición climatológica, la formación del aerosol inorgánico secundario se hace importante cuando la radiación solar y las elevadas temperaturas se presentan en la atmósfera para que se lleven a cabo las reacciones fotoquímicas responsables de la formación de estas partículas secundarias.

4.3 Análisis de Componentes Principales/Puntuaciones Absolutas de Componentes Principales

Dentro de los métodos basados en correlaciones espaciales y temporales (Eigenvectores) (Henry y col., 1991), los cuales tienen una incertidumbre muy alta en la aplicación y en la interpretación de los resultados. Dentro de estos métodos se encuentra el análisis factorial y el análisis de componentes principales, para los que se requiere un número importante de mediciones (>100) incluyendo la composición química de las muestras de al menos un sitio específico. El análisis estadístico de los datos recogidos se realizó mediante el uso de paquetes de software estadístico SPSS (SPSS, USA). Los valores menores del límite de detección fueron sustituidos por la mitad del límite de detección (Harrison y col., 1996; Buhamra y col., 1998). Esta sin duda es una decisión arbitraria. Estos valores se conocen como valores censurados. En este estudio, hemos decidido que las especies con más del veinte por ciento de observaciones censuradas fueran excluidas del análisis, ya que un gran número de valores censurados en la variable produce un gran sesgo en los resultados. La Tabla 4.6 muestra las especies químicas involucradas en el análisis para cada sitio. Esto dio lugar a 28 especies de las 53 especies totales para el sitio de Escobedo de 2007, 27 de 53 especies en Santa Catarina de 2007, 26 de 54 especies en Escobedo de 2008 y 27 de 54 especies en Santa Catarina de 2008 identificadas para este estudio.

Tabla 4.6 Especies químicas para cada sitio en el PCA.

Sitio	Especies
Escobedo 2007	PM, Na, Mg, Al, Si, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Br, Sr, Pb, Cl ⁺² , NO ₃ , SO ₄ , NH ₄ , K ⁺² , carbono orgánico y elemental.
Santa Catarina 2007	PM, Na, Al, Si, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Se, Br, Sr, Pb, Cl ⁺² , NO ₃ , SO ₄ , NH ₄ , K ⁺² , carbono orgánico y elemental.
Escobedo 2008	PM, Na, Mg, Al, Si, S, K, Ca, Ti, V, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br, Rb, Sr, Pb, NO ₃ , SO ₄ , Na ⁺² , NH ₄ , carbono orgánico, elemental y total.
Santa Catarina 2008	PM, Na, Mg, Al, Si, S, K, Ca, Ti, V, Mn, Fe, Ni, Zn, As, Se, Br, Rb, Pb, Cl ⁺² , NO ₃ , SO ₄ , Na ⁺² , NH ₄ , carbono orgánico, elemental y total.

El PCA puede proporcionar una visión más transparente de la información acumulada. El análisis factorial intenta identificar variables subyacentes, o factores, que explican el patrón de correlaciones dentro de un conjunto de variables observadas. El Análisis de Componentes Principales se utiliza a menudo en la reducción de datos para identificar un pequeño número de factores que explican la mayor parte de la varianza observada en un número mucho mayor de variables manifiestas. En este estudio, el PCA se llevo a cabo en una selección de 28 y 26 especies en Escobedo de 2007 y 2008 respectivamente y 27 especies en Santa Catarina de 2007 y 2008. EL siguiente paso fue hacer girar (rotar) la matriz inicial de factores. La rotación de los factores es una herramienta importante para la interpretación de los mismos. La rotación significa un cambio de los ejes de referencia sobre el origen hasta que se alcanza otra posición. El efecto de la rotación es redistribuir la varianza para obtener un patrón de factores con mayor significado. La fase de rotación del análisis de factores se intenta para transformar la matriz inicial en una que es más fácil de interpretar (Buhamra y col., 1998). La rotación que se ha utilizado en la presente investigación se denomina VARIMAX. El criterio de rotación Varimax se centra en simplificar al máximo los

vectores columna de la matriz de factores. La simplificación máxima se alcanza cuando existen unos y ceros en una columna. Este método maximiza la suma de varianzas de las cargas requeridas de la matriz de factores. La rotación Varimax es la que permite obtener unas cargas más extremas (cercanas a -1 o al +1) y otras cargas cercanas al 0. El interés de esta rotación es que permite interpretar los factores más fácilmente, al indicar una asociación positiva o negativa entre la variable y el factor (o una ausencia de asociación si el valor está cercano a 0). Mostrándose, pues, la forma más clara de separar los factores. Sólo los componentes principales que explican más del 5% de la variación total del conjunto de datos se utilizaron como factores debido a que las cargas factoriales de las especies químicas cercanas a la unidad dan una mayor explicación de los factores determinados por el método de rotación. También, se utilizó el gráfico de sedimentación para cada uno de los sitios. El gráfico de sedimentación sirve para determinar el número óptimo de factores. Consiste simplemente en una representación gráfica del tamaño de los autovalores. Un autovalor indica la cantidad de varianza explicada por un componente principal. Tanto la tabla de porcentajes de varianza explicada como el gráfico de sedimentación ofrecen los autovalores ordenados de mayor a menor: el primer autovalor es el mayor de los posibles, el segundo autovalor es el segundo mayor, y así sucesivamente. Si un autovalor se aproxima a cero, esto significa que el factor correspondiente a ese autovalor es incapaz de explicar una cantidad relevante de la varianza total. Por tanto, un factor al que le corresponde un autovalor cercano a cero se considera un factor residual y carente de sentido en el análisis. Al representar todos los autovalores según su tamaño, es posible formarse muy rápidamente una idea sobre si la cantidad de varianza asociada a cada uno de ellos es relevante para el análisis o si por el contrario se trata solo de varianza residual. Los autovalores residuales se encuentran en la parte derecha del gráfico, formando una planicie de poca inclinación, frente a la fuerte pendiente formada por los autovalores que explican la mayor parte de la varianza disponible. Por ello, es conveniente inspeccionar el gráfico de sedimentación de izquierda a derecha, buscando el punto de inflexión en el que los autovalores dejan de formar una pendiente significativa y comienzan a describir una caída de poca inclinación. Es importante resaltar que el gráfico de sedimentación no varía con el número de factores seleccionado.

Los métodos de distribución de fuentes usados en estudios anteriores generalmente han confiado en los enfoques de análisis de factores. Por ejemplo, (Laden y col., 2000) agruparon concentraciones elementales PM de seis ciudades de Estados Unidos en un pequeño número de categorías o “factores” (Laden y col., 2000). Se encontraron asociaciones significativas entre la mortalidad y los factores de combustión, con el mayor tamaño de efecto para el factor tráfico.

Identificación de las Fuentes

Escobedo 2007

Para el sitio de Escobedo en el año de 2007, se adoptaron los criterios de Kaiser se para decidir el número apropiado de factores que deben conservarse (sólo los factores con valores propios >1) (Kaiser., 1958). El número óptimo de factores fue de cinco de acuerdo al gráfico de sedimentación mostrado en la Figura 4.27 y estos cinco componentes fueron extraídos con la aplicación del Análisis de Componentes Principales como muestran en la Tabla 4.7. Las buenas soluciones del modelo se logran cuando las fracciones de la varianza contaminante explicada por el modelo PCA estén tan cerca de 1 como sea posible. Los cinco componentes en la Tabla 4.17 representan las siguientes categorías de fuentes: (1) material geológico y emisiones de gasolina, (2) emisiones de gasolina y quema de biomasa, (3) sulfato de amonio (aerosol secundario), (4) combustión de aceite pesado e industria y (5) emisiones industriales. El primer factor explicó el 54% y el quinto factor explicó un 4% de la varianza total. La suma de los tres primeros factores explicó un 78% de la varianza total. En un estudio realizado por (Guo y col, 2004) en la ciudad de Hong Kong, obtuvieron un 80% de explicación de la varianza total sumando los porcentajes de varianza de los primeros tres factores.

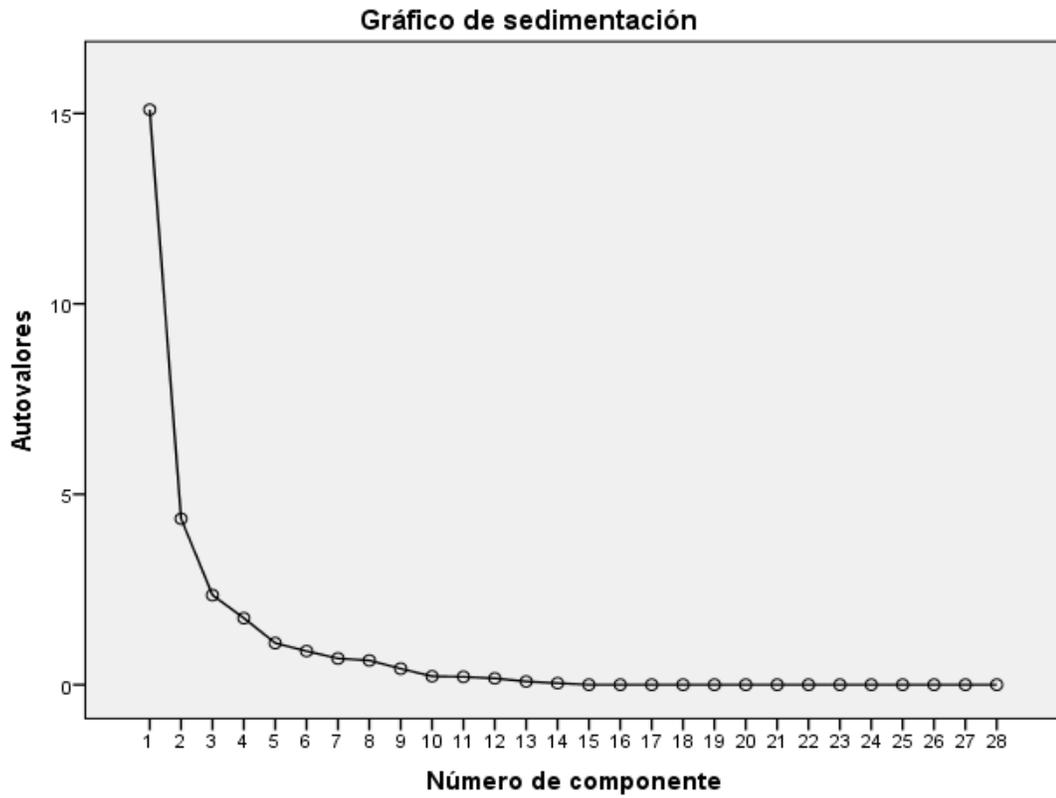


Figura 4.27 Gráfico de sedimentación para el sitio de Escobedo de 2007.

Tabla 4.7 Cargas factoriales de cada uno de los componentes para el sitio de Escobedo de 2007.

ESPECIES	FACTORES				
	MATERIAL GEOLÓGICO Y EMISIONES DE GASOLINA	EMISIONES DE GASOLINA Y QUEMA DE BIOMASA	SULFATO DE AMONIO	COMBUSTIÓN DE ACEITE PESADO E INDUSTRIAL	INDUSTRIAL
FinePM	.649	.575	.344	.259	-.035
Na	.373	.573	-.149	.151	-.496
Mg	.743	.392	-.124	-.152	.134
Al	.876	.206	-.166	.215	-.128
Si	.880	.312	-.198	.090	-.028
S	-.237	-.046	.959	-.087	.042
Cl	.457	.239	.117	.728	.286
K	.533	.822	-.046	.033	-.068
Ca	.844	.327	-.233	.092	.006
Ti	.860	.235	-.132	.317	-.110
V	-.048	-.051	.701	.519	.338
Cr	.367	.065	-.046	.778	-.361
Mn	.808	.370	-.164	.351	-.131
Fe	.862	.333	-.153	.294	.020
Ni	.019	-.038	.113	.222	.865
Cu	.704	.574	.041	.229	.140
Zn	.546	.510	-.066	.326	-.345
As	.108	.144	.155	-.208	.768
Br	.687	.361	-.129	.044	.318
Sr	.416	.780	-.172	-.143	.220
Pb	.389	.663	-.103	.397	-.351
Cl2	.442	.706	.162	.427	.211
NO3	.163	.664	.136	.593	.022
SO4	-.268	-.120	.945	-.075	.035
NH4	-.060	.158	.944	.140	.183
K2	.378	.879	.002	.026	.042
OC	.655	.684	-.080	.193	.036
EC	.589	.351	-.453	.274	.113
Autovalor inicial	15.098	4.357	2.352	1.749	1.095
% de varianza	53.923	15.561	8.401	6.247	3.909
Varianza acumulada	53.923	69.484	77.885	84.132	88.041

Nota. Método de extracción: Análisis de Componentes Principales. Método de rotación: VARIMAX con Normalización Kaiser. La rotación ha convergido en 8 iteraciones.

Las características de las cinco categorías de fuentes para los datos del sitio de Escobedo en 2007 se describen como sigue:

FUENTE 1. Esta fuente se identificó como material geológico y emisiones de gasolina debido a las elevadas cargas factoriales de ciertas especies químicas después de realizar el Análisis de Componentes Principales. Los marcadores principales del material geológico fueron Mg, Al, Si, Ca, Ti, Mn y Fe. (Watson y Chow., 2001; Almeida y col., 2005), realizaron un estudio de distribución de fuentes PM_{2.5} utilizando el PCA en la ciudad de Beijing y obtuvieron una fuente denominada “polvo del camino” y ellos encontraron elementos de la corteza por ejemplo, Al, Si, Ca, Ti, Fe y Mg en esta fuente. El zinc, carbono orgánico y elemental que son marcadores de las emisiones de los vehículos también estuvieron presentes. La presencia de estos marcadores específicos se puede deber a la mezcla de las emisiones provenientes de los escapes de los automóviles con el polvo originado en las carreteras y/o caminos.

FUENTE 2. La fuente número 2 se explica por la mezcla de emisiones de gasolina y la quema de biomasa, el Análisis de Componentes Principales mostró altas cargas factoriales de elementos como Cu, Zn, Pb, NO₃, carbono orgánico y K. El Zn es emitido a partir de aceite lubricante, forros de frenos y los neumáticos (Zhou y col., 2004). Esta fuente también presentó una elevada carga factorial de K lo que puede indicar que es debido a la quema de biomasa. De acuerdo con los resultados encontrados por (Song y col., 2006) para el PMF, encontraron niveles elevados de K y atribuyeron la presencia de este marcador a la quema de biomasa (Watson y Chow., 2001).

FUENTE 3. Esta fuente fue caracterizada por altos niveles de NH₄, SO₄ y V que pueden ser identificados como una mezcla de sulfato secundario. En un estudio realizado por (Vega y col., 2009), ellos también encontraron cargas elevadas de amonio, sulfato y vanadio después de realizar el Análisis de Componentes Principales y denominaron a esta fuente como sulfato de amonio.

FUENTE 4. La fuente número 4 se puede explicar cómo combustión de carbón y aceite pesado debido a que presenta elevadas cargas factoriales de V y Cr. En un estudio realizado por (Pacyna y col., 1984) en Europa, utilizaron catorce elementos traza (entre los que se encontraban el vanadio y el cromo) para conocer cuáles eran las principales fuentes de emisión antropogénicas de dichos elementos. La contribución del Cr fue del 80% debido a las aleaciones de metales y acero y de un 15% debido a la combustión de carbón, también encontraron que casi el 100% de contribución del V era debido a la fuente de emisión de combustión de aceite pesado.

FUENTE 5. Esta fuente se caracteriza por altos niveles de Ni y As y estos marcadores sugieren que es una fuente industrial debido a la presencia de estos metales pesados. En un estudio realizado por (Song y col., 2006) en la ciudad de Beijing en el año de 2006, encontraron altos niveles de concentración de níquel en la Universidad de Beijing la cual fue uno de los cinco sitios de monitoreo de ese estudio. Algunas plantas de fabricación de metal aún existentes en Beijing, incluidas aquellas en zonas industriales de Shijingshan y Fatou, y éstas probablemente podrían afectar a los sitios de muestreo, ya que las concentraciones medias de níquel fueron relativamente altas en los dos sitios cercanos a las zonas industriales, Universidad de Beijing y Dong Si EPB.

Santa Catarina 2007

El número óptimo de factores para el sitio de Santa Catarina en el año de 2007 fue de seis de acuerdo al gráfico de sedimentación mostrado en la Figura 4.28 y estos seis componentes fueron extraídos con la aplicación del Análisis de Componentes Principales se muestran en la Tabla 4.8. Los seis factores representan las siguientes categorías de fuentes: (1) material geológico y emisiones de gasolina, (2) combustión de carbón y de aceite pesado, (3) sulfato de amonio secundario, (4) fuente desconocida, (5) nitrato secundario e (6) industria. El primer factor explicó el 50% de la varianza total y el sexto factor explicó el 4.111 de la varianza. La sumatoria de los tres primeros factores explicó un 78% de la varianza total.

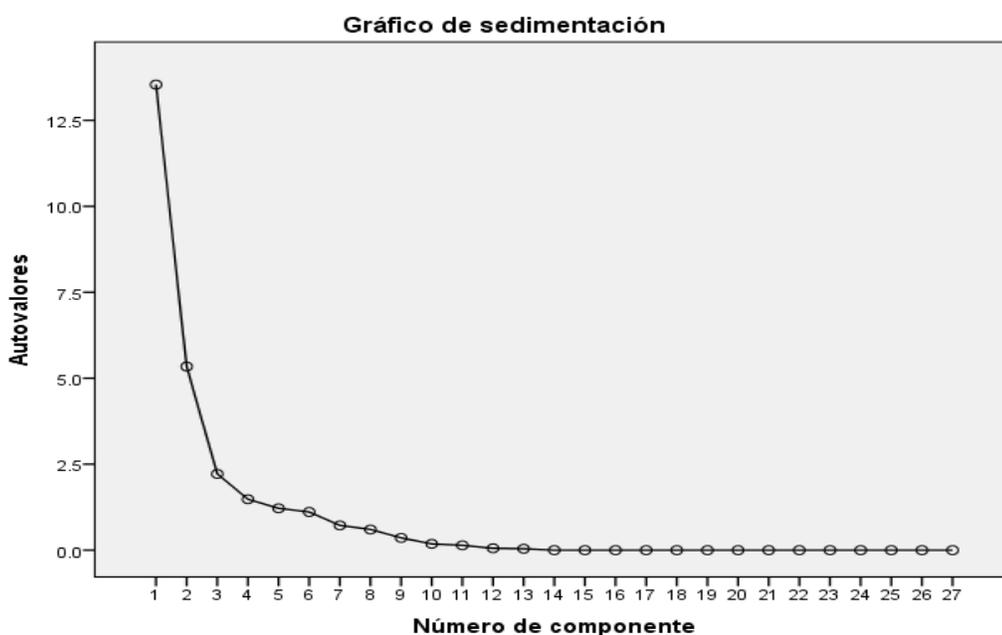


Figura 4.28 Gráfico de sedimentación para el sitio de Santa Catarina de 2007.

Tabla 4.8 Cargas factoriales de cada uno de los componentes para el sitio de Santa Catarina de 2007.

ESPECIES	FACTORES					
	MATERIAL GEOLÓGICO/EMISIONES DE GASOLINA	COMBUSTIÓN DE CARBÓN Y DE ACEITE PESADO	SULFATO DE AMONIO	FUENTE SIN ASIGNAR	NITRATO SEC.	IDUSTRIA
FinePM	.730	.428	.465	.066	.195	.023
Na	.369	.228	.353	-.099	.721	-.246
Al	.919	-.064	-.270	.188	-.071	-.057
Si	.924	.065	-.302	.195	-.004	-.059
S	-.348	-.032	.899	-.188	.025	.120
Cl	.082	.962	-.038	.154	-.013	.079
K	.837	.152	-.072	.268	.118	.301
Ca	.912	-.066	-.340	.149	.115	-.009
Ti	.859	.204	-.318	.202	-.029	-.046
V	-.046	.733	.439	.114	.237	-.110
Cr	.126	.832	-.264	-.038	-.021	.183
Mn	.821	.180	-.253	.207	.415	.007
Fe	.829	.244	-.228	.159	.391	-.009
Ni	-.043	.102	.155	-.091	-.062	.898
Cu	.722	.191	-.073	-.057	-.530	-.266
Zn	.682	.460	-.043	.340	.264	-.258
Se	-.320	-.082	.178	-.824	.223	.074
Br	.444	.847	.070	.008	-.011	-.049
Sr	.568	-.091	-.200	.569	.412	-.167
Pb	.399	.458	-.215	.636	.262	.015
Cl2	.406	.629	.321	.490	.140	-.054
NO3	.143	.603	.483	-.017	.506	.110
SO4	-.374	-.127	.881	-.090	.012	-.005
NH4	-.238	.186	.909	-.060	.121	.137
K2	.674	.268	.140	.308	.267	.259
OC	.936	.240	-.008	.107	.108	-.121
EC	.924	.284	-.158	.075	-.082	-.082
Autovalor inicial	13.539	5.340	2.217	1.481	1.217	1.110
% de varianza	50.144	19.778	8.210	5.484	4.507	4.111
Varianza acumulada	50.144	69.922	78.132	83.616	88.122	92.233

Nota. Método de extracción: Análisis de Componentes Principales. Método de rotación: VARIMAX con Normalización Kaiser. La rotación ha convergido en 15 iteraciones.

Las características de las seis categorías de fuentes para los datos del sitio de Santa Catarina en 2007 se describen como sigue:

FUENTE 1. Esta fuente puede ser una mezcla entre material geológico y emisiones de gasolina. Se caracteriza por tener elevadas cargas factoriales de Al, Si, Ca, Ti, Mn, Fe, K, Cu, Zn, Sr, K^{+2} , carbono orgánico y carbono elemental. Los principales marcadores del material geológico son Al, Si, Ca, Ti, Mn y Fe como se discutió en el sitio de Escobedo de 2007. Altos niveles de carbono orgánico y elemental se pueden encontrar en las emisiones de combustión (Zheng y col., 2005). La posible explicación de la interrelación de estas fuentes es que el polvo suspendido de las carreteras y/o caminos se puede adherir al escape de los automóviles generando que las emisiones de estas dos fuentes se hayan mezclado. Esta interacción entre las fuentes móviles y la resuspensión de polvo también fue encontrada en un PCA hecho en la Ciudad de México por (Vega y col., 2009). Los altos niveles de Cu, Sr, K y K^{+2} en el Análisis de Componentes Principales podrían explicarse por la mezcla de esta fuente con otras fuentes poco claras.

FUENTE 2. Se explica por la combustión de carbón y la combustión de aceite debido a que presenta altas cargas factoriales en trazadores como Cr, V y Cl. En análisis químicos de muestras ambientales $PM_{2.5}$ realizados por (Duan y col., 2006) y los perfiles de origen medidos en el laboratorio (Zheng y col., 2005) han indicado que el Cl puede ser considerado como un indicador elemental para la combustión de carbón en Beijing. El vanadio ha sido utilizado como un marcador de aceite combustible en el noreste de Estados Unidos (Kneip y col., 1973; Kleinman y col., 1980) y también ha sido propuesto como un marcador de aceite combustible en Los Angeles (White y Roberts., 1977; Hidy y col., 1974).

FUENTE 3. La fuente número 3 se puede explicar cómo sulfato de amonio secundario debido a las cargas elevadas de SO_4^{-2} y NH_4 . Los aerosoles secundarios se forman a menudo debido a la oxidación de SO_2 y NO_x y la neutralización de NH_3 (Seinfeld y Pandis., 1998).

FUENTE 4. Esta fuente se explica por altos niveles de Sr y Pb. Históricamente, el plomo se ha utilizado como el trazador más fiable ocasionado por el tráfico. Sin embargo, el cambio gradual de plomo a la gasolina sin plomo como combustible para los automóviles ha reducido las emisiones del tráfico de este elemento (Biswas y col., 2003). El Sr que también presente una elevada carga factorial también fue identificado en la fuente denominada emisiones de gasolina aplicando el PMF. Sin embargo, al no ser uno de los principales marcadores de las fuentes móviles concluimos que esta fuente tiene un origen desconocido.

FUENTE 5. Se caracteriza por la presencia de NO_3^- y Na. El nitrato secundario se conservó bajo temperaturas del aire inferiores y se encontró que se forma por deposición sobre modos de sulfato fino existentes en Beijing (Yao y col., 2003). Las fuentes de combustión emiten pocos nitratos pero grandes cantidades de NO_x , que rápidamente forman ácido nítrico, independientemente de las condiciones meteorológicas (Harrison y col., 1997). Por lo tanto, el nitrato en esta fuente podría representar la emisión local de contaminantes precursores. La presencia de Na puede explicarse por la mezcla de esta fuente con otras poco conocidas.

FUENTE 6. Se caracteriza por la presencia única de Ni y se puede explicar como una fuente industrial. Como ya se discutió (Song y col., 2006) encontraron altas concentraciones de níquel en dos de los cinco sitios de monitoreo y asignaron este factor como industrial. En el estudio realizado en el estado de California, Estados Unidos por (Cass y McRae., 1983) encontraron que más del 80% de las emisiones de partículas finas de níquel surgían de la combustión de aceite residual.

Escobedo 2008

Para el sitio de Escobedo de 2008 el número óptimo de factores es de siete de acuerdo al gráfico de sedimentación mostrado en la Figura 4.29 y se aplicó el Análisis de Componentes Principales mostrado en la Tabla 4.9. Se obtuvieron las siguientes categorías de fuentes: (1) material geológico y quema de biomasa, (2) sulfato de amonio, (3) emisiones de gasolina, (4) diesel y material geológico y (6) nitrato secundario. Las fuentes 5 y 7 no tienen un origen específico. El primer factor explicó el 33% de la varianza total y el séptimo factor explicó el 4.132% de la varianza. La sumatoria de los tres primeros factores explicó un 63% de la varianza total.

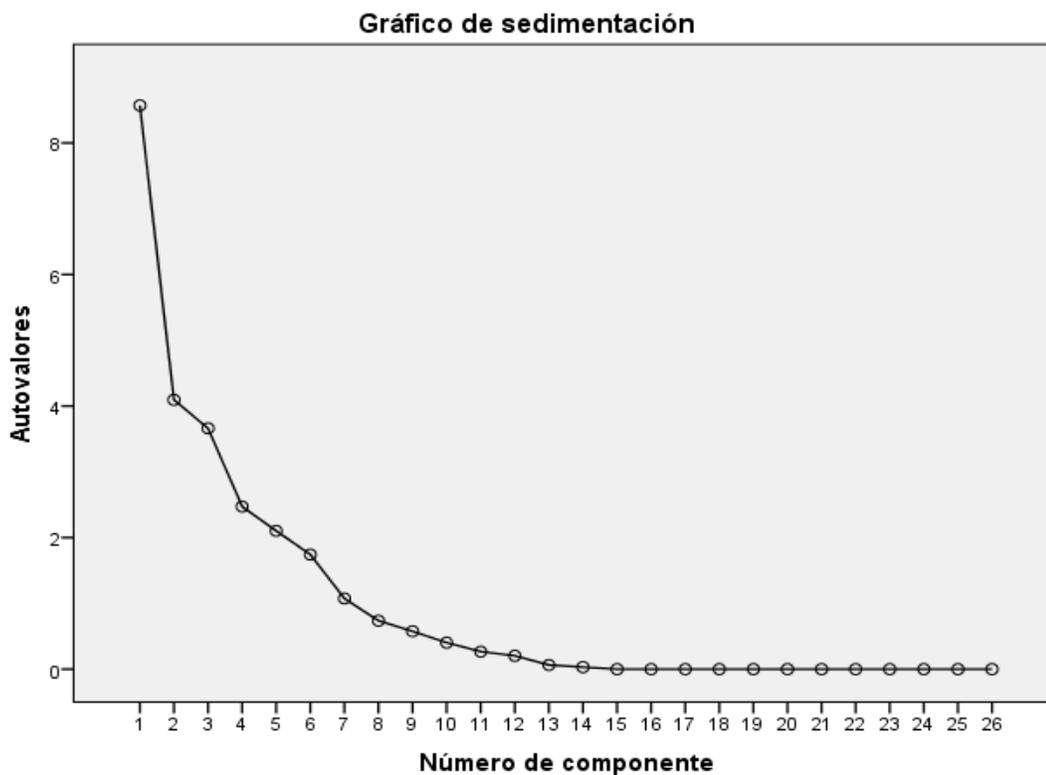


Figura 4.29 Gráfico de sedimentación para el sitio de Escobedo 2008.

Tabla 4.9 Cargas factoriales de cada uno de los componentes para el sitio de Escobedo de 2008.

ESPECIES	FACTORES						
	MATERIAL GEOLÓGICO Y QUEMA DE BIOMASA	SULFATO DE AMONIO	EMISIONES DE GASOLINA	DIESEL Y MAT. GEOL.	FUENTE SIN ASIGNAR	NITRATO SECUNDARIO	FUENTE SIN ASIGNAR
TOT	.583	.657	.222	.287	-.005	.051	.048
Na	-.288	.073	-.131	.063	.286	-.100	.768
Mg	.722	-.160	.238	-.106	-.065	.189	.531
Al	.969	-.170	.072	.114	-.021	-.046	-.080
Si	.980	-.132	.015	.040	.005	-.056	-.082
S	-.201	.957	.041	-.088	-.006	.044	.090
K	.920	-.185	.089	.291	-.045	-.019	-.071
Ca	.373	-.047	.257	.804	-.148	-.030	.066
Ti	.982	-.045	-.017	.065	-.066	-.029	-.078
V	-.154	.576	.045	-.065	-.446	-.272	.428
Mn	.161	.001	.213	.783	.242	.160	-.255
Fe	.942	-.061	.058	.252	.044	.028	-.157
Ni	.475	.606	-.309	.156	-.125	-.189	-.207
Cu	.541	-.253	.412	.127	-.173	-.495	.204
Zn	.026	-.461	-.029	.714	.169	.275	.097
Br	-.220	.053	-.223	.281	.813	-.025	.055
Rb	-.223	.231	.266	.175	-.064	.855	-.035
Sr	.131	.036	-.125	.730	-.267	-.462	.186
Pb	-.148	-.045	.479	-.297	.669	.088	.200
NO3	.388	-.247	.351	-.030	-.104	.724	-.006
SO4	-.224	.943	.020	-.122	.149	.016	-.059
Na2	.420	.132	.359	-.123	.685	-.235	.165
NH4	-.308	.918	.004	-.134	.073	.162	.028
OC	-.011	.069	.970	.048	-.023	.144	-.034
EC	.482	-.036	.604	.500	.245	.197	-.087
TC	.150	.041	.935	.199	.064	.173	-.055
Autovalor inicial	8.571	4.095	3.662	2.472	2.102	1.743	1.074
% de varianza	32.966	15.749	14.084	9.509	8.085	6.703	4.132
Varianza acumulada	32.966	48.714	62.798	72.307	80.392	87.095	91.226

Nota. Método de extracción: Análisis de Componentes Principales. Método de rotación: VARIMAX con Normalización Kaiser. La rotación ha convergido en 17 iteraciones.

Las características de las siete categorías de fuentes para los datos del sitio de Escobedo en 2008 se describen como sigue:

FUENTE 1. Esta fuente puede explicarse como material geológico y quema de biomasa. Las elevadas cargas factoriales de elementos de la corteza como el Mg, Al, Si, Ti y Fe son marcadores de la fuente de material geológico. También se encontró al K después del PCA, (Song y col., 2006) identificaron este elemento en la fuente denominada quema de biomasa.

FUENTE 2. El Análisis de Componentes Principales permitió detectar y cuantificar la contribución de aerosol secundario por medio de una fuente definida por SO_4 y NH_4 y trazas de V y Ni. Un factor de aerosol secundario fue identificado, y el hecho de que V y Ni mostraron una alta correlación con esta fuente implica que el origen del sulfato de amonio es probablemente regional, lo que representa la combustión de aceite pesado para la generación de energía o emisiones industriales locales con altos niveles de V y Ni (Pacyna y col., 1986).

FUENTE 3. La fuente número 3 denominada emisiones de gasolina presenta elevadas cargas factoriales de carbono orgánico, carbono elemental y carbono total. Los motores de dos tiempos, emiten grandes cantidades de carbono orgánico. (Vega y col., 2009), también encontraron en la identificación de fuentes del PCA al carbono elemental y orgánico como marcadores de las fuente móviles.

FUENTE 4. Los principales trazadores en esta fuente fueron Ca, Mn, Zn, Sr y carbono elemental, estas especies químicas pueden provenir de las emisiones de los vehículos de diesel. El Zn también se puede presentar a partir de materiales galvanizados, desgaste de los neumáticos y el uso de compuestos de zinc en la producción de caucho (Fergusson y col., 1991), mientras que el Sr y carbono elemental también fueron identificados en la fuente de diesel aplicando el PMF en el sitio de Escobedo de 2008. En la ciudad de Beijing se realizó un estudio utilizando el PCA y se encontraron altas cargas factoriales de carbono elemental en los resultados los cuales probablemente

fueron originados de las salidas de escapes y se pueden atribuir al pobre mantenimiento del vehículo en Beijing (Dahl., 2005). Por otra parte, los altos niveles de Ca y Mn pueden deberse a la combinación de esta fuente con el polvo originado en las carreteras y/o caminos.

FUENTE 5. Presenta altos niveles de Pb, Br y Na^{+2} . Los niveles altos de Br pueden estar relacionados con la combustión de carbón, como también con el Cl. Sin embargo, no existe la evidencia suficiente para la asignación de una fuente específica. El Pb y Na^{+2} pueden ser resultado de la combinación de esta fuente con otras poco claras.

FUENTE 6. Este factor presenta altos niveles de nitrato y rubidio. La presencia de Rb fue identificada por (Vega y col., 2009) en la fuente de material geológico pero no se le asignó un origen específico. Por lo que la explicación de su presencia es que puede provenir de una fuente desconocida. La presencia de nitrato secundario puede representar la emisión local de los contaminantes precursores del radical como lo son los NO_x .

FUENTE 7. La fuente número 7 se caracteriza por altas cargas factoriales de Na y Mg. Esta fuente puede ser un complemento de la fuente de material geológico o probablemente tiene un origen desconocido.

Santa Catarina 2008

Para el sitio de Santa Catarina en 2008 el número ideal de factores fue de siete de acuerdo al gráfico de sedimentación mostrado en la Figura 4.30. Al realizar el Análisis de Componentes Principales mostrado en la Tabla 4.10, obteniendo las siguientes categorías de fuentes: (1) material geológico, (2) emisiones de gasolina y material geológico, (3) sulfato de amonio, (4) aerosol marino, (5) combustión de carbón y aceite pesado. Las fuentes 6 y 7 tienen un origen desconocido. El primer factor explicó el 33% de la varianza total y el séptimo factor explicó el 4.265% de la varianza. La sumatoria de los tres primeros factores explicó un 66% de la varianza total.

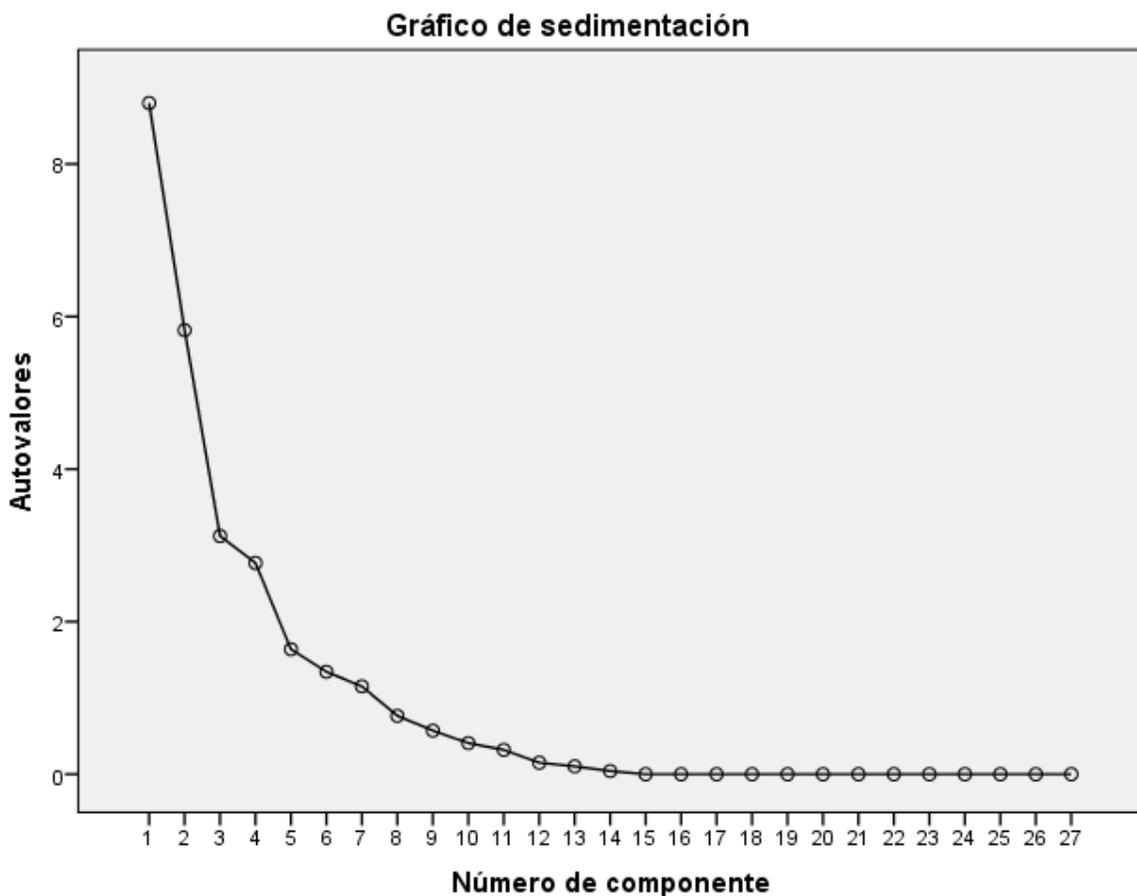


Figura 4.30 Gráfico de sedimentación para el sitio de Santa Catarina de 2008.

Tabla 4.10 Cargas factoriales de cada uno de los componentes para el sitio de Santa Catarina de 2008.

ESPECIES	FACTORES						
	MATERIAL GEOLOGICO	EMISIONES DE GASOLINA Y MATERIAL GEOLOGICO	SULFATO DE AMONIO	AEROSOL MARINO	COMBUSTIÓN DE ACEITE Y CARBÓN	FUENTE SIN ASIGNAR	FUENTE SIN ASIGNAR
FinePM	.681	.477	.377	.179	-.100	.301	.053
Na	.083	-.015	.092	-.057	-.128	.043	.918
Mg	.108	-.124	.714	-.346	.265	.058	.292
Al	.973	-.079	-.117	-.059	.084	.008	.029
Si	.972	-.037	-.107	-.097	.085	.039	.035
S	.127	.380	.724	.189	-.240	.378	-.010
K	.947	.135	.056	.084	.097	.194	.043
Ca	.671	.575	-.178	-.104	.081	.306	.002
Ti	.960	.094	-.160	-.070	.072	.068	.019
V	-.518	.070	-.074	-.026	-.586	.385	-.196
Mn	.320	.768	.206	-.152	.065	.235	.257
Fe	.908	.349	-.031	-.113	.050	.106	-.004
Ni	.091	.153	-.220	.005	.884	.091	-.093
Zn	.302	.844	.063	.046	.093	.363	-.140
As	.261	.720	.152	-.152	-.523	.018	-.121
Se	.459	.272	-.616	.191	.169	.171	.108
Br	.317	.041	.040	.126	.154	.777	.088
Rb	.215	.197	-.222	-.249	.662	.243	-.234
Pb	.137	.684	-.168	-.186	.304	.322	.356
Cl2	-.116	-.036	-.061	.965	.035	.110	-.027
NO3	.184	.227	-.016	.941	.044	-.034	.001
SO4	-.164	.307	.821	.223	-.290	-.145	.090
Na2	-.184	-.017	.138	.934	-.194	.030	-.066
NH4	-.202	.363	.870	.075	-.229	-.005	-.040
OC	-.163	.809	.237	.218	.093	-.332	.045
EC	.152	.937	.031	.113	.026	.073	-.162
TC	-.098	.884	.200	.206	.083	-.257	.001
Autovalor inicial	8.799	5.822	3.122	2.768	1.638	1.342	1.152
% de varianza	32.588	21.562	11.563	10.253	6.068	4.972	4.265
Varianza acumulada	32.588	54.150	65.713	75.966	82.033	87.005	91.271

Nota. Método de extracción: Análisis de Componentes Principales. Método de rotación: VARIMAX con Normalización Kaiser. La rotación ha convergido en 8 iteraciones.

Las características de las siete categorías de fuentes para los datos del sitio de Santa Catarina en 2008 se describen como sigue:

FUENTE 1. Esta fuente se puede explicar como material geológico debido a que presenta elevadas cargas factoriales de Al, Si, Ca, Ti y Fe, estos elementos de la corteza también estuvieron presentes en los 3 sitios anteriores en la misma fuente.

FUENTE 2. La fuente número 2 denominada emisiones de gasolina presenta altos niveles en carbono orgánico, carbono elemental, carbono total, plomo y zinc. Altos niveles de carbono orgánico y elemental se pueden encontrar en las emisiones vehiculares. El Zn se puede explicar debido a procesos relacionados con los vehículos automotores. Esta fuente se mezcló con elementos de la corteza como el Ca y Mn lo que sugiere que el escape de los vehículos se mezcla con el polvo de la carretera.

FUENTE 3. Se puede explicar como el sulfato de amonio secundario por la presencia de amonio y sulfato. La radiación solar fuerte, alta temperatura ambiente y alta humedad relativa mejoran los procesos fotoquímicos (Seinfeld y Pandis., 1998), y estos factores pueden haber sido responsables de elevadas concentraciones de SO_4^{-2} en verano.

FUENTE 4. Se caracterizó por altas cargas factoriales de Cl^{+2} , Na^{+2} y NO_3 . En el estudio realizado por (Vega y col., 2009) también encontraron al Cl^{+2} y al Na^{+2} como marcadores principales en la fuente denominada aerosol marino.

FUENTE 5. Altas cargas factoriales de rubidio y níquel se presentaron en esta fuente denominada combustión de aceite y carbón. En el estudio realizado por (Pacyna y col., 1984) en Europa, encontraron que el 60% de las emisiones de níquel provenían de la combustión de aceite, el 17% era debido a la combustión de carbón y un 10% debido a la extracción y refinación. Esta fuente también fue trazada por Rb pero su especificidad no fue identificada.

FUENTE 6. El bromo fue el único marcador de esta fuente denominada emisiones de diesel. En un estudio realizado en la Ciudad de México por (Vega y col., 2009), ellos encontraron al Br como uno de los marcadores de las fuentes móviles. También fue uno de los elementos presentes en la fuente de diesel en los resultados del modelo PMF. Sin embargo, no existe la evidencia de otros marcadores específicos para la asignación de una fuente en particular.

FUENTE 7. Esta fuente presentó alta carga de magnesio. En otros estudios donde también aplicaron el PCA el magnesio sólo estuvo presente en las fuentes denominadas material geológico y polvo fugitivo (que presentan altos niveles en los mismos marcadores), por lo que su presencia única en una fuente no tiene un origen específico.

Contribución de las fuentes

Después de realizar la identificación de las fuentes con ayuda del Análisis de Componentes Principales para cada uno de los sitios, el siguiente paso es calcular las contribuciones a la masa total de $PM_{2.5}$ que tiene cada fuente en particular. Para ello, es necesario aplicar el modelo receptor de Puntuaciones Absolutas de Componentes Principales el cual calcula las contribuciones de origen asociadas a cada factor mediante un Análisis de Regresión Múltiple de las concentraciones ambientales $PM_{2.5}$ en las puntuaciones de los factores. En el método de regresión lineal múltiple se tiene la desventaja de que se requieren 100 o más muestras que contengan una especie marcadora en un sitio específico. Asimismo, tiene la limitante de que la especie que se utilice como marcador se debe originar sólo en el tipo de fuente que se quiere distribuir (Lowenthal y Rahn., 1989). Debido a la limitante de muestras ambientales (15 para cada sitio) el número máximo de especies (variables) que se podían incluir en la regresión para cada sitio era de 16 siendo esta una restricción del método. Por otro lado, las especies escogidas para llevar a cabo el análisis, fueron las que presentaron una carga factorial más elevada en los resultados del Análisis de Componentes Principales en cada sitio en particular. El programa IBM SPSS fue utilizado para obtener la matriz de coeficientes para el cálculo de las puntuaciones en los componentes para llevar a cabo el procedimiento de distribución. Cabe mencionar que en el APCS, las estimaciones de las contribuciones de las fuentes pueden ser negativas (Harrison y col., 1996; Miller y col., 2002).

Escobedo 2007

Para el sitio de Escobedo en 2007, los resultados obtenidos mediante la regresión lineal múltiple mostraron que las especies involucradas (Si, S, Ca, Fe, Na, Cl, K^{+2} , NH_4 , NO_3 , SO_4 , carbono orgánico y carbono elemental) en el análisis se distribuían en 3 fuentes. Sin embargo, una de las fuentes de contribución resultó negativa lo que no tiene una explicación física y se decidió no incluir estos resultados en la discusión de los mismos.

Santa Catarina 2007

En el sitio de Santa Catarina en 2007, se realizó el método de regresión lineal múltiple y el Análisis de Componentes Principales a las siguientes especies: Si, S, Cl, K, Ca, Fe, Cl^{+2} , NO_3 , SO_4 , NH_4 , carbono orgánico y elemental. La Tabla 4.11 muestra los coeficientes obtenidos mediante la regresión para cada una de las especies así como los coeficientes para el cálculo de las puntuaciones para obtener la contribución de cada una de las fuentes.

Tabla 4.11 Coeficientes de la regresión lineal múltiple y del PCA para las especies químicas del sitio de Santa Catarina de 2007.

REGRESION LINEAL MÚLTIPLE	Coeficientes		Matriz de coeficientes para el cálculo de las puntuaciones		
	B	ERROR TÍPICO	MATERIAL GEOLÓGICO	SULFATO DE AMONIO	EMISIONES DE GASOLINA
(Constante)	-15.838	28.490	.175	.191	.030
Si	15.039	16.258	.185	-.001	-.104
S	2.951	5.574	.073	.328	-.108
Cl	8.089	3.890	-.217	-.245	.541
K	4.549	6.601	.187	.064	-.069
Ca	1.453	2.862	.207	.017	-.161
Fe	-6.051	8.008	.142	-.007	.011
Cl_2	-1.926	2.787	-.013	-.013	.298
NO_3	1.623	.623	-.032	.068	.290
SO_4	1.340	1.148	.092	.341	-.163
NH_4	-1.480	4.171	.035	.275	.039
OC	1.006	.608	.187	.066	-.036
EC	-.149	2.706	.149	-.008	-.005

Recordando que la contribución de cada fuente es el resultado de la media del producto del coeficiente obtenido de la regresión para cada especie y el coeficiente de cada especie en la matriz para el cálculo de las puntuaciones, los porcentajes de contribución de las tres fuentes para este sitio se muestran en la Figura 4.31.

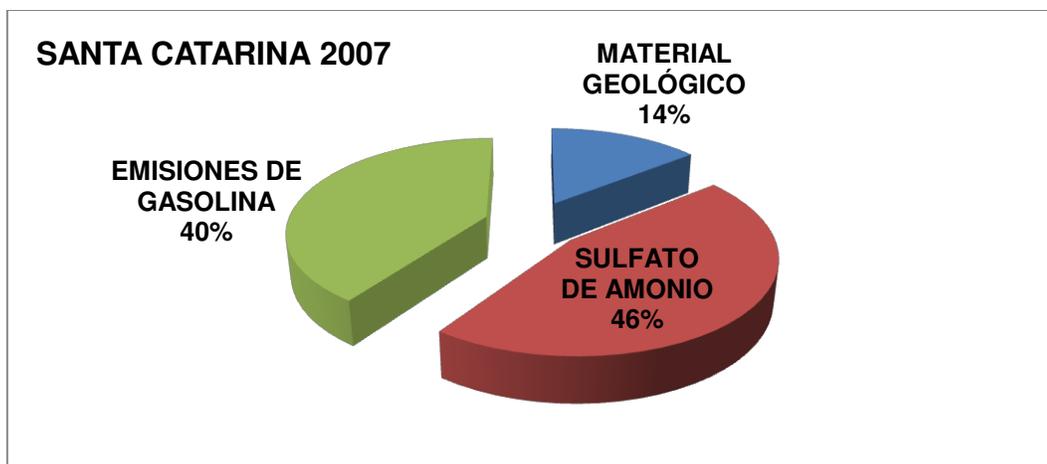


Figura 4.31 Contribución de fuentes a la masa total de $PM_{2.5}$ en el sitio de Santa Catarina de 2007.

Las emisiones de gasolina contribuyeron con un 40% de la masa total de $PM_{2.5}$, (Vega y col., 2009) encontraron los siguientes porcentajes de contribución atribuidos a las fuentes móviles: 37% en el sitio de Xalostoc (zona industrial), el 42% en El Cerro de la Estrella (sitio residencial urbano), y el 52% en La Merced (sitio urbano comercial). El sulfato de amonio contribuyó con un 46%, debido a que sólo se utilizaron 12 especies en la regresión el número de factores en los cuales se distribuyeron las mismas se redujo a 3 comparados con los 6 factores obtenidos en el PCA en la identificación de fuentes, era de esperarse que los porcentajes de contribución de alguna de las fuentes fuera elevado. La contribución obtenida para el aerosol secundario aplicando el PMF para el sitio de Santa Catarina en 2007 también fue importante con un ~39%. La fuente de material geológico contribuyó con 14% del total de la contribución, la fuente denominada suelo en el PMF para este sitio (que presenta los principales marcadores del material geológico) contribuyó con un ~13%.

Escobedo 2008

En Escobedo de 2008, se incluyeron a las especies Na, Al, Si, S, K, Ca, Fe, Rb, NO_3 , SO_4 , NH_4 y carbono elemental y orgánico. Después del Análisis de Componentes Principales se distribuyeron en 4 fuentes las cuales se denominaron: suelo, sulfato de amonio, emisiones de gasolina y una mezcla de rubidio y nitrato. La Tabla 4.12 muestra

los coeficientes obtenidos mediante regresión para cada especie así como los coeficientes para el cálculo de las puntuaciones.

Tabla 4.12 Coeficientes de la regresión lineal múltiple y del PCA para las especies químicas del sitio de Escobedo de 2008.

REGRESIÓN LINEAL MÚLTIPLE	Coeficientes		Matriz de coeficientes para el cálculo de las puntuaciones			
	B	ERROR TÍPICO	MATERIAL GEOLÓGICO	SULFATO DE AMONIO	EMISIONES	NITRATO
(Constante)	44.829	34.243	.203	.231	.071	-.120
Na	7.902	5.797	-.025	-.036	.173	-.510
Al	54.368	22.305	.205	.012	-.063	.043
Si	-26.366	13.068	.211	.030	-.105	.067
S	.663	3.381	.040	.293	-.031	-.003
K	-11.907	39.018	.199	-.007	-.006	-.015
Ca	.409	5.717	.110	-.058	.282	-.348
Fe	16.703	23.414	.211	.045	-.055	.061
Rb	34.795	-	-.123	.057	.121	.383
NO3	-.922	4.899	-.035	-.036	.045	.474
SO4	.510	1.674	.040	.298	-.059	.021
NH4	2.412	4.455	.004	.282	-.040	.059
OC	2.291	3.736	-.065	-.039	.406	-.070
TC	-1.885	3.071	-.024	-.037	.404	-.084

Los porcentajes de contribución fueron 11% de material geológico, 16% de sulfato de amonio secundario, 20% de emisiones de gasolina y de un 52% de nitrato como se muestra en la Figura 4.32. En el estudio realizado por (Vega y col., 2009) obtuvieron porcentajes similares atribuidos al aerosol secundario en dos sitios en la Ciudad de México, 11% en El Cerro de la Estrella y 15% en Xalostoc. (Song y col., 2006) aplicaron realizaron un estudio utilizando el PCA/APCS y obtuvieron un 63% de contribución del NO_3^- , ellos atribuyeron este elevado porcentaje de contribución al modelo mismo (por ejemplo, las incertidumbres en los parámetros de las APCS) y la calidad de los datos.

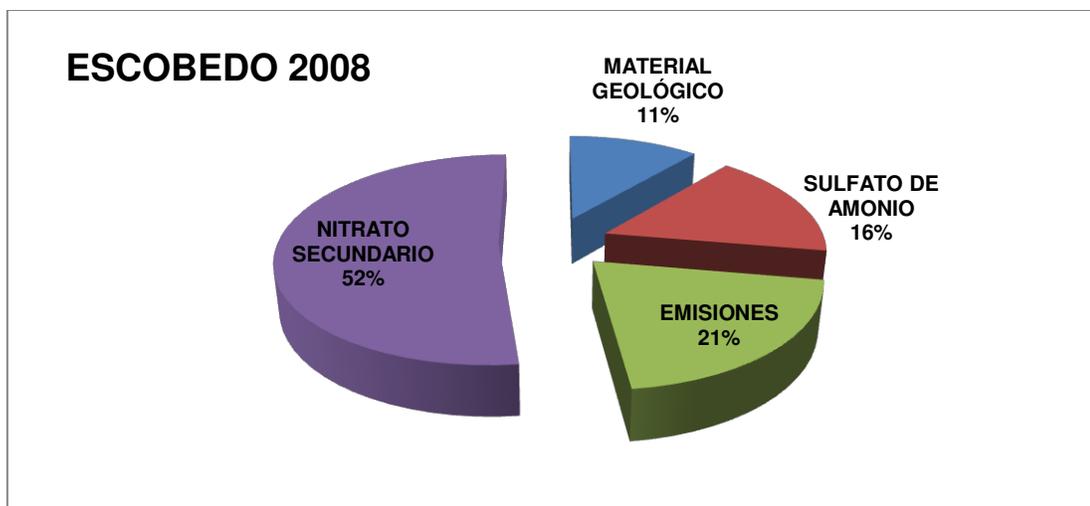


Figura 4.32 Contribución de fuentes a la masa total de $PM_{2.5}$ en el sitio de Escobedo de 2008.

Santa Catarina 2008

Para Santa Catarina en 2008, las especies involucradas en el análisis fueron Al, Si, Ca, Na, Fe, S, Cl^{+2} , NO_3 , SO_4 , Na^{+2} , NH_4 , carbono orgánico y carbono elemental; se distribuyeron en 4 fuentes denominadas material geológico, sulfato de amonio, nitrato secundario y emisiones de gasolina. La fuente de contribución mayoritaria fue el material geológico con un 54%, dicho porcentaje de contribución resulta difícil de explicar especialmente al comparar los resultados de esta fuente en este sitio con los obtenidos con el CMB y el PMF, siendo de un 24% y ~13% respectivamente. (Vega y col., 2009) obtuvieron porcentajes de contribución relativamente altos de esta fuente en el estudio realizado en la Ciudad de México (34% en el sitio de Xalostoc, 33% en La Merced y 30% en el Cerro de la Estrella). Sin embargo, una contribución tan elevada como la que se presentó en el material geológico se puede atribuir a la incertidumbre del modelo y a la calidad de los datos. Otra posible explicación de esta elevada contribución es que 5 de las 13 especies involucradas en el PCA, son marcadores de la fuente denominada material geológico y fueron también las especies que mostraron los coeficientes más elevados en la matriz resultante para el cálculo de las puntuaciones.

4.4 Contribuciones promedio por campaña: otoño de 2007 y verano de 2008 utilizando los modelos CMB y PMF.

La base para la comparación de los resultados del CMB y PMF es que un número de fuentes de emisión resueltas por ambos métodos son similares y se pueden comparar. En este estudio, las categorías de fuentes y factores compartidos por el CMB y PMF incluyen las emisiones vehiculares (emisiones de gasolina + diesel), aerosol secundario (nitrato de amonio y sulfato de amonio), cocción, industria, material geológico (CMB) y suelo (PMF).

Las Figuras 4.33 y 4.34 muestran la contribución a la masa total $PM_{2.5}$ en los sitios de Escobedo y Santa Catarina para el CMB y PMF respectivamente. La Tabla 4.13 muestra la concentración de las distintas fuentes para los modelos CMB y PMF para las campañas de otoño de 2007 y verano de 2008.

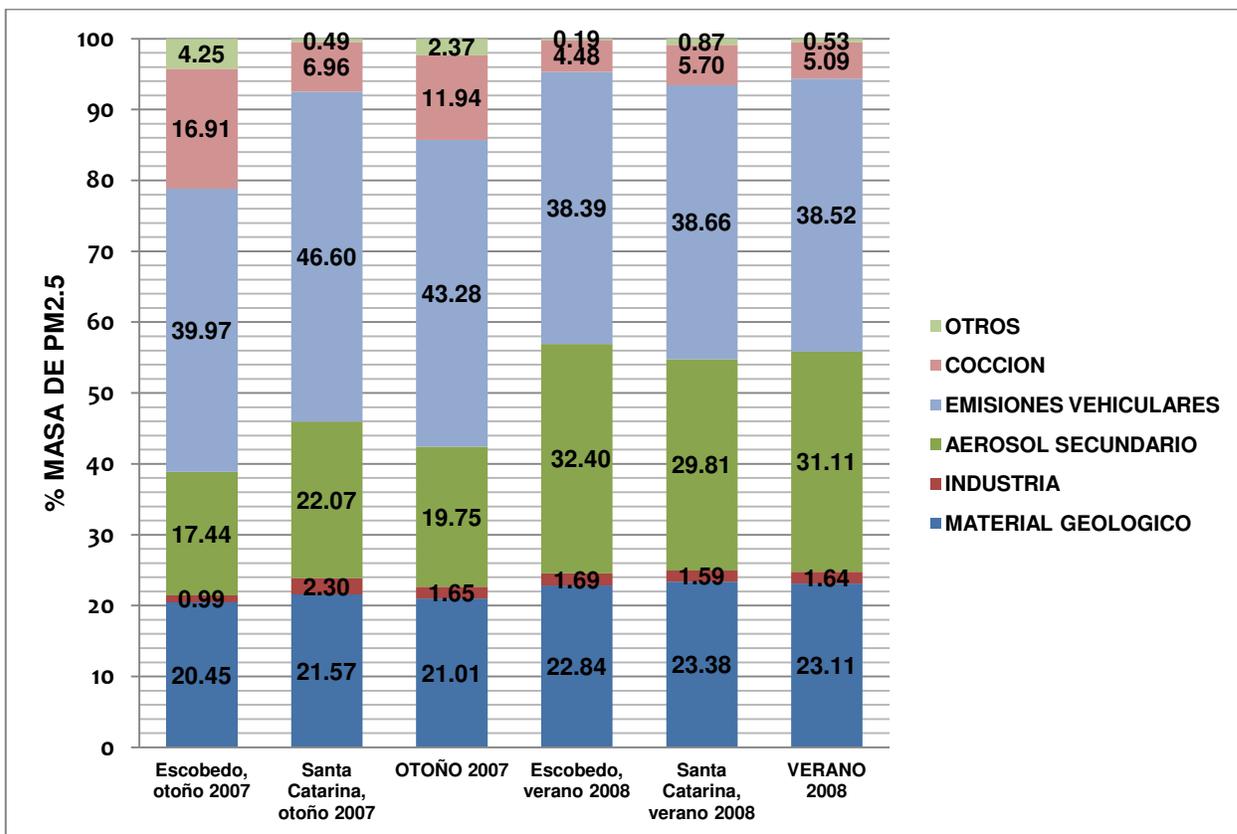


Figura 4.33 Contribución de fuentes $PM_{2.5}$ en las campañas de otoño de 2007 y verano de 2008 utilizando el CMB.

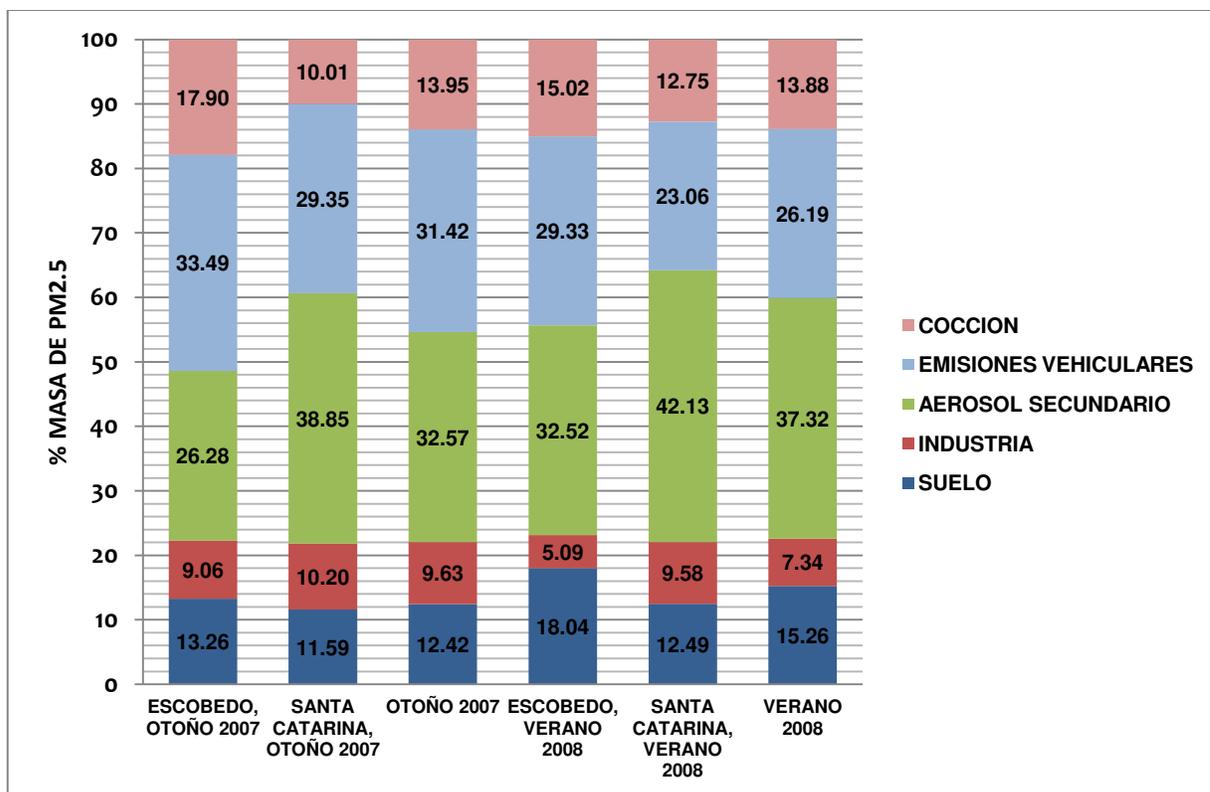


Figura 4.34 Contribución de fuentes PM_{2.5} en las campañas de otoño de 2007 y verano de 2008 utilizando el PMF.

Tabla 4.13 Asignación de fuentes promedio PM_{2.5} obtenidas con los modelos CMB y PMF (concentración ± desviación estándar en µg/m³).

MODELO	CAMPAÑA	CONTRIBUCIÓN DE FUENTES				
		AEROSOL SECUNDARIO	EMISIONES VEHICULARES	INDUSTRIA	COCCIÓN	MATERIAL GEOLÓGICO
CMB	OTOÑO 2007	7.31±7.39	16.04±17.56	0.60±0.79	4.48±8.63	7.79±6.98
	VERANO 2008	7.42±5.61	9.19±6.77	0.39±0.29	1.21±0.85	5.52±4.01
PMF	OTOÑO 2007	6.27±19.073	6.103±18.323	1.863±5.701	2.731±8.906	2.413±7.234
	VERANO 2008	4.975±14.042	3.476±9.617	0.981±2.72	1.844±5.017	2.023±6.252

En la campaña de otoño de 2007, la mayor contribución utilizando el modelo CMB fue debida a las emisiones vehiculares con un 43% de la masa total de $PM_{2.5}$ y una concentración de $(16.04 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 17.56)$. Para el PMF, las contribuciones más importantes fueron las emisiones vehiculares contribuyendo con un ~32% y una concentración de $(6.103 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 18.323)$ y el aerosol secundario con un ~32% y una concentración de $(6.27 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 19.073)$ concentración \pm desviación estándar. En el CMB, el aerosol secundario fue la segunda fuente de contribución más elevada con un ~20% y $(7.31 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 7.39)$ de concentración para el CMB. La fuente industrial contribuyó con un ~2% de la masa total y una concentración de $(0.60 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0.79)$ y con un ~10% y $(1.863 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 5.701)$ con el CMB y PMF, respectivamente. La cocción de alimentos representó un 12% y 14%, y concentraciones de $(4.48 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 8.63)$ y $(2.731 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 8.90)$ utilizando el CMB y PMF, respectivamente. Finalmente para el material geológico se obtuvo una contribución del 21% y una concentración de $(7.79 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 6.98)$ con el CMB. Par el PMF la fuente suelo aportó un 12% de la masa total y una concentración de $(2.413 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 7.23)$.

Para la campaña de verano de 2008, las principales fuentes de contribución fueron las fuentes móviles (vehículos) y el aerosol inorgánico secundario. Las emisiones vehiculares contribuyeron con un 38% y una concentración de $(9.19 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 6.77)$, y un 26% y $(3.476 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 9.61)$ con el CMB y PMF, respectivamente. Para la fuente de aerosol inorgánico utilizando el CMB se obtuvo una contribución de 31% y $(7.42 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 5.61)$ de concentración y aplicando el PMF un porcentaje de 37% y concentración de $(4.975 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 14.042)$. La fuente industrial presentó un ~2% y un ~7% y concentraciones de $(0.39 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0.29)$ y $(0.981 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 2.72)$ aplicando el CMB y PMF, respectivamente. La cocción de alimentos aportó un 5% a la masa total de $PM_{2.5}$ con una concentración de $(1.21 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0.85)$ con el modelo CMB y un porcentaje y concentración de ~14% y $(1.844 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 5.01)$ con el modelo PMF. El material geológico en el CMB representó una contribución y concentración de 23% y $(5.52 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 4.01)$, mientras que la fuente suelo en el PMF contribuyó con 15% y una concentración de $(2.023 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 6.252)$.

Comparación con estudios previos

Diversos estudios en donde se han aplicado los modelos receptores, han identificado y cuantificado las principales fuentes de contribución de $PM_{2.5}$ (Vega y col., 2009) en la Ciudad de México, (Song y col., 2006) en la Ciudad de Beijing, (Kim Oahn y col., 2009) en Bangkok, (Begum y col., 2004) en Dhaka, (Schauer y col., 1996) en Los Ángeles. La comparación de los resultados obtenidos en este trabajo con los que se obtuvieron en estudios reportados en temporadas similares y aplicando los mismos modelos, permite la comprensión más clara y detallada de las principales fuentes de contribución y con ello, establecer las políticas de control necesarias para mitigar dichas fuentes.

(Ke y col., 2008) llevaron a cabo un estudio en la ciudad de Atlanta, Georgia utilizando los modelos CMB con marcadores moleculares (Schauer y Cass., 2000; Zheng y col., 2002) y el modelo PMF durante los periodos comprendidos del 3 de julio al 4 de agosto del 2001 y del 2 al 31 de enero del 2002, representando las temporadas de verano e invierno respectivamente. Los marcadores moleculares utilizados en el CMB fueron 32 trazadores orgánicos junto con el carbono elemental, aluminio y silicio. El modelo receptor CMB usando compuestos orgánicos con fase de partículas como trazadores se aplica para distribuir las contribuciones de fuentes primarias al material particulado fino y las concentraciones de partículas finas de carbono orgánico en el sureste de Estados Unidos para determinar la variabilidad estacional de estas concentraciones.

En los resultados obtenidos en ese estudio, se observó que las fuentes de aerosol secundario y las emisiones de los vehículos presentaron una variedad estacional respecto a la contribución que tienen a la masa total de $PM_{2.5}$ tal y como se obtuvo en este trabajo de tesis. (Ke y col., 2008) obtuvieron una contribución del 40% para sulfato secundario y un 17% de amonio secundario en julio de 2001 (verano) sumando un 57%, mientras que en enero de 2002 (invierno) obtuvieron una contribución del 13% de sulfato secundario, 11% de nitrato de amonio y 9% amonio secundario sumando un total de 33% utilizando el modelo CMB. En esta investigación se obtuvieron contribuciones de 31% en verano y de ~20% en otoño con este mismo modelo. De esta manera queda demostrado que las mayores contribuciones del aerosol secundario se

presentan cuando las temperaturas en el aire son elevadas y se presenta una radiación solar importante factores que favorecen la formación de partículas secundarias en la atmósfera. Respecto a las concentraciones obtenidas para la fuente de emisiones vehiculares con el PMF, (Ke y col., 2008) obtuvieron ($2.05 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 1.27$) en verano de 2001 y una concentración en invierno de 2002 de ($3.35 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 2.10$). Los resultados de este trabajo utilizando el PMF muestran que en verano se obtuvo una concentración de ($3.476 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 9.617$) y en otoño ($6.103 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 18.323$). Estudios recientes han demostrado que la gasolina de vehículos encendidos por chispa emiten más partículas bajo condiciones de pobre combustión (Schauer y col., 1999a, 2003). Arranques en frío a baja temperatura (por ejemplo en invierno) es una de esas condiciones de combustión.

La fuente de contribución de combustión de madera también fue encontrada en el estudio hecho en Georgia obteniendo concentraciones de ($3.16 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 1.61$) en enero de 2002 y ($1.02 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0.76$) en julio de 2001 utilizando el modelo PMF. En este trabajo para la fuente de cocción de alimentos (utilizando gas y carbón) se obtuvieron concentraciones de ($2.731 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 8.90$) y ($1.84 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 5.01$) en otoño y verano, respectivamente. Ambos resultados muestran que existe una mayor influencia por parte de esta fuente en las estaciones de otoño e invierno. Los resultados del CMB también muestran una mayor influencia por parte de esta fuente en la campaña de otoño 2007 con una concentración de ($4.48 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 8.63$) y una contribución de $\sim 12\%$ con respecto al verano de 2008 ($1.21 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0.85$) y 5% .

La fuente denominada polvo del camino presentó contribuciones relativamente bajas aplicando el PMF en el estudio realizado por (Ke y col., 2008) con una concentración en julio de 2001 de ($0.70 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0.89$) y en enero de 2002 de ($0.16 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0.18$). En este estudio las contribuciones del material geológico (CMB) comparadas con el suelo (PMF) fueron mayores en ambas campañas. La posible explicación de esta diferencia es que los perfiles de emisión obtenidos para la fuente CMB, incluían análisis de polvos de diversas fuentes como calles sin pavimentar, suelos agrícolas y polvo de cemento lo que generó que más perfiles se agruparan en esta fuente lo que genera que el material geológico presente una contribución más grande a la masa total de $\text{PM}_{2.5}$.

Aplicando el PMF, (Ke y col., 2008) encontraron dos factores que se atribuyeron a la fuente industrial. La fuente industrial número 1 (cemento) contribuyó con un $(0.99 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0.76)$ y el factor industria número 2 (Zn) presentó una concentración de $(0.28 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0.21)$ en verano. Esta fuente de contribución no puede ser comparada con el factor industria resuelto por el PMF en este trabajo debido a que los marcadores presentes en esta fuente son diferentes. Sin embargo, las contribuciones obtenidas en ambas campañas mediante el PMF son mucho mayores que las obtenidas con el CMB. Esto en gran parte se debe a que solo se contaba con 3 perfiles de emisión identificados como industriales lo que generó contribuciones pequeñas, mientras que uno de los factores resueltos por el PMF en las campañas de otoño y verano fue la industria con los porcentajes de contribución antes mencionados.

4.5 Contribuciones promedio por sitio de monitoreo (Escobedo y Santa Catarina) utilizando el CMB, PMF y PCA/APCS.

Campaña de otoño de 2007

La Figura 4.35 muestra la masa total $PM_{2.5}$ distribuida en el sitio de Escobedo, la principales fuentes de contribución fueron las emisiones fueron las emisiones de vehículos con un 40% aplicando el CMB y un 34% utilizando el PMF. El aerosol secundario contribuyó con un 17% y 26% con el modelado CMB y PMF, respectivamente. La fuente industrial presentó porcentajes del 1% con el CMB y 9% con el PMF. La diferencia en cuanto a las contribuciones en esta fuente se puede explicar debido a la falta de perfiles de emisión industriales para la aplicación del CMB. La fuente de cocción de alimentos presentó contribuciones similares con 17% en el CMB y 18% con el PMF. Finalmente, el material geológico contribuyó con 21% en el modelo CMB y el factor suelo aportó un 13%.

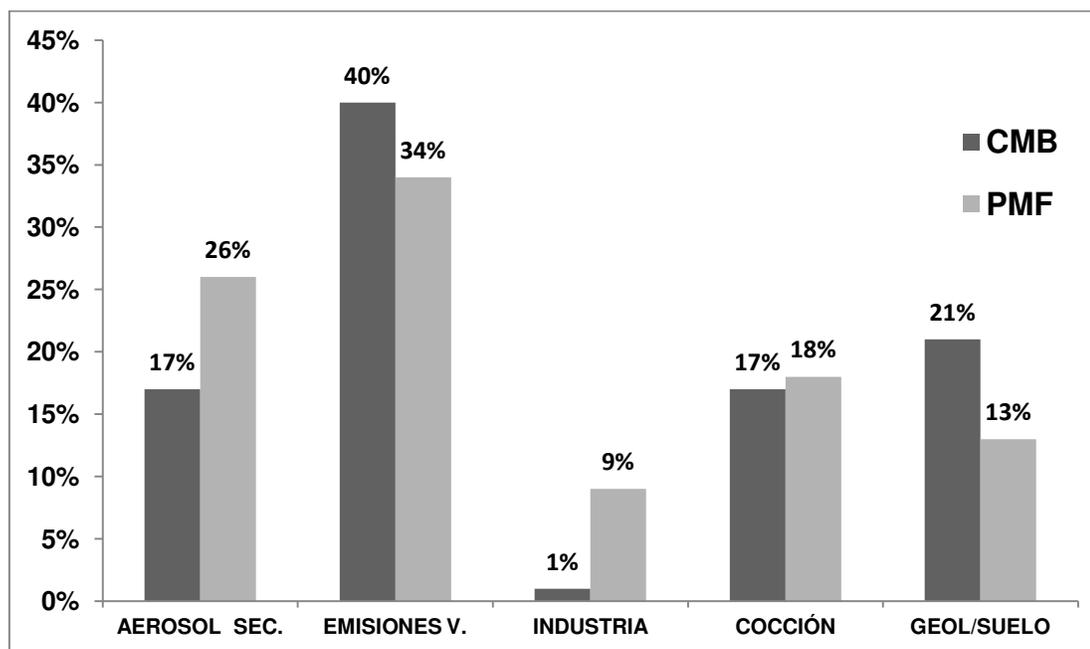


Figura 4.35 Contribución por fuente para el sitio de Escobedo estimadas con los modelos CMB y PMF.

En Santa Catarina, la mayor contribución fue debida al aerosol secundario aplicando los modelos PMF y PCA/APCS con un 39% y 46%, respectivamente. Mientras que con el CMB se obtuvo un 22% de contribución debida al aerosol. Las emisiones de los vehículos fueron la principal contribución a la masa total de $PM_{2.5}$ con el modelado CMB aportando un 47%, las contribuciones del PMF y PCA/APCS fueron de 29% y 40% para esta fuente. El material geológico contribuyó con un 22% en el CMB y 14% con el Análisis de Componentes Principales/Puntuaciones Absolutas de Componentes Principales. Las fuentes industriales y cocción de alimentos no se identificaron en el análisis de componentes. Sin embargo, la contribución de la fuente de cocción fue similar ya que contribuyó con 7% en el CMB y 10% en el PMF, mientras que la industria aportó un 2% utilizando el CMB y 10% con la aplicación del PMF. Las contribuciones obtenidas mediante los tres modelos para Santa Catarina de 2007 se muestran en la Figura 4.36.

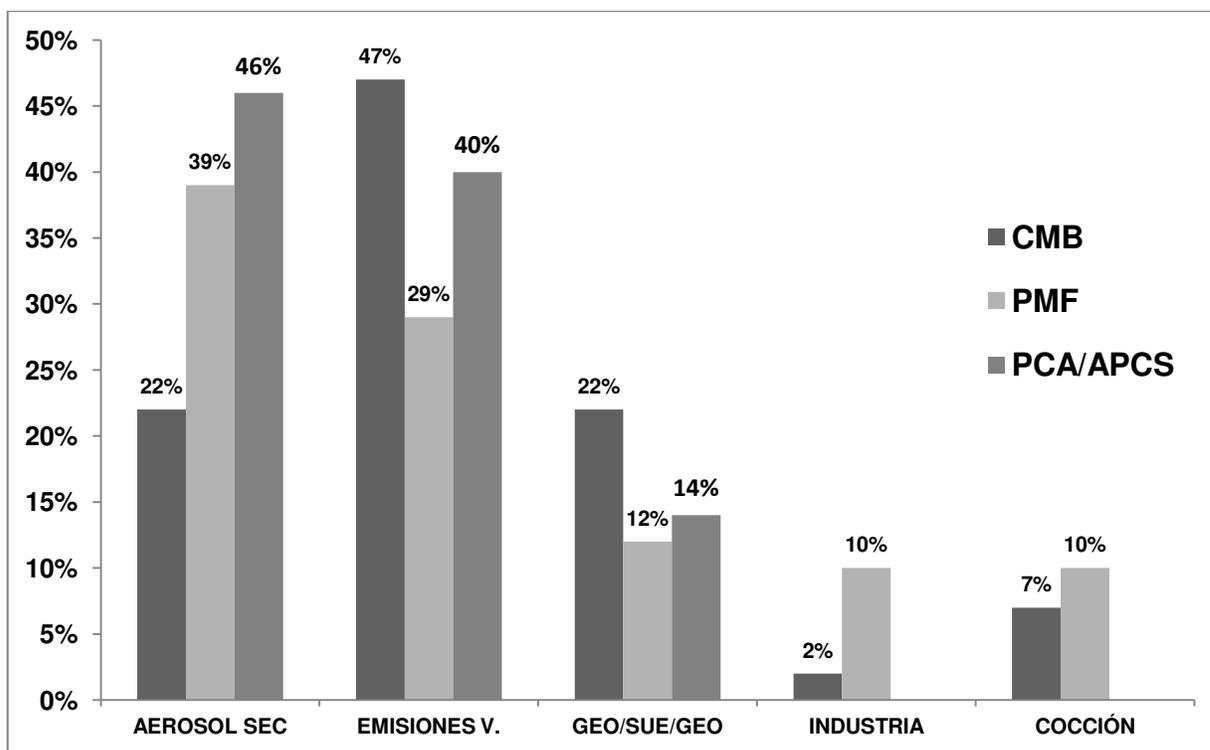


Figura 4.36 Contribución por fuente para el sitio de Santa Catarina estimadas con los modelos CMB, PMF y PCA/APCS.

Campaña de verano de 2008

En el sitio de Escobedo, se obtuvieron los resultados de las contribuciones de las fuentes con los 3 modelos receptores. El aerosol secundario fue la contribución más importante en el PMF con un 33%. En el modelo PCA/APCS se presentaron dos fuentes con características similares la de sulfato de amonio secundario con un 16% de contribución y el nitrato secundario con un 52%. (Song y col., 2006) también obtuvieron un porcentaje de contribución muy elevado (63%) del radical nitrato en el estudio que realizaron y atribuyeron que la incertidumbre del modelo mismo pudo haber originado este resultado.

El CMB por su parte distribuyó un 32% de la masa total en esta fuente. Lo que respecta a las emisiones vehiculares PMF y PCA/APCS distribuyeron un 29% y 21% de la masa total $PM_{2.5}$ respectivamente, por parte del CMB la contribución debida a esta fuente fue de 38% siendo la más importante. El material geológico contribuyó con un 23% y 11% en el CMB y PCA/APCS, respectivamente. El factor PMF suelo representó un 18%. Las fuentes industriales y de cocción de alimentos no se identificaron en el análisis de componentes principales. Los porcentajes fueron de 2% con el CMB y 5% en el PMF para la fuente industrial, mientras que la cocción representó un 5% de la masa total con el CMB y 15% utilizando el modelo PMF. Las contribuciones de cada una de las fuentes obtenidas mediante la aplicación de los tres modelos receptores se muestran en la Figura 4.37.

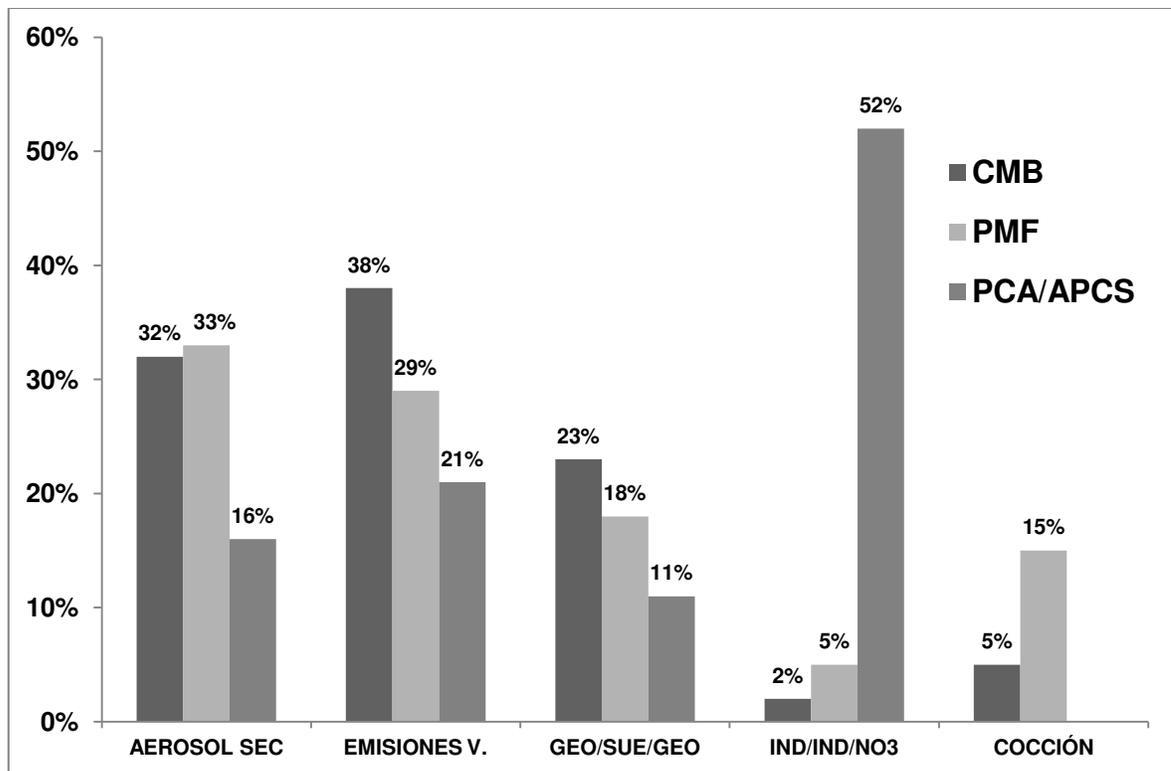


Figura 4.37 Contribución por fuente para el sitio de Escobedo estimadas con los modelos CMB, PMF y PCA/APCS.

En Santa Catarina, el modelo CMB tuvo las siguientes contribuciones: el aerosol secundario presentó un 30%, las emisiones vehiculares un 39%, la industria 1%, cocción de alimentos con un 6% y el material geológico con 23%. Con la aplicación del PMF, la mayor contribución a las $PM_{2.5}$ fue debida al aerosol inorgánico secundario con un 42% seguida de un 23% de contribución por parte de las emisiones de los escapes de vehículos, la industria con 10% y los factores de cocción de alimentos y suelo con 13% y 12%, respectivamente. La Figura 4.38 muestra las contribuciones a la masa total $PM_{2.5}$ de cada una de las fuentes en este sitio.

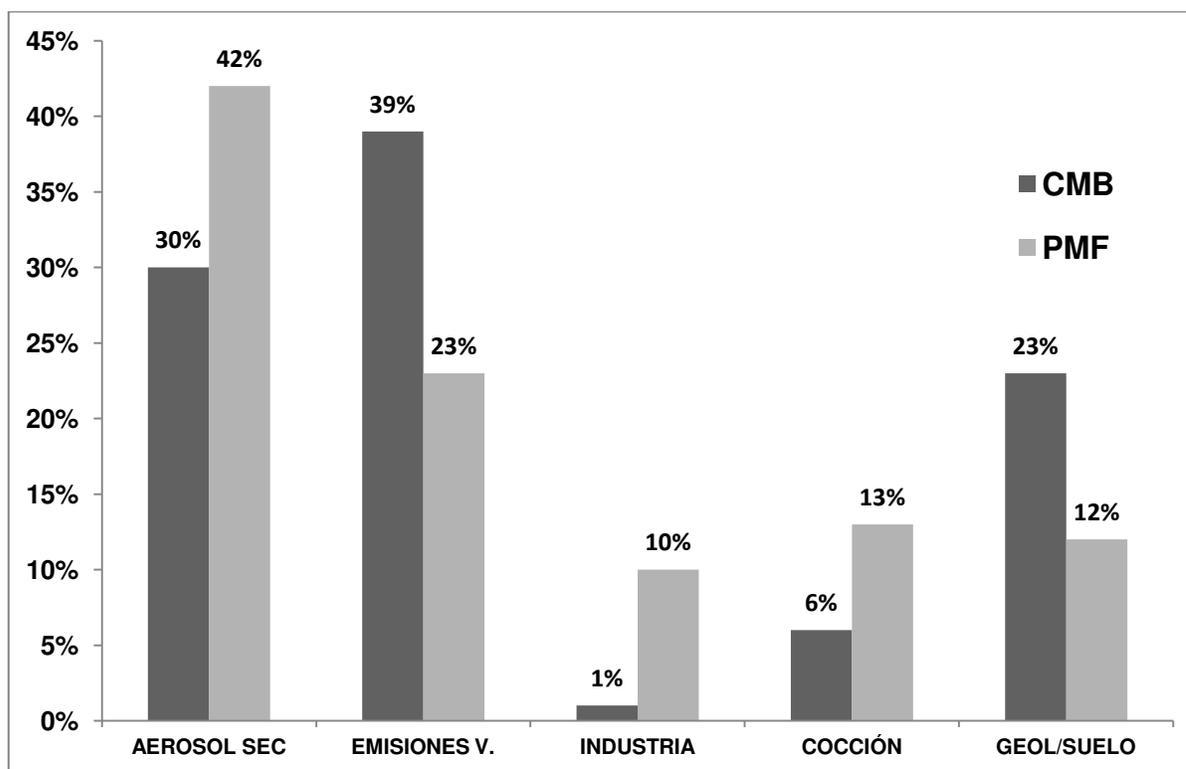


Figura 4.38 Contribución por fuente para el sitio de Santa Catarina estimadas con los modelos CMB y PMF.

4.6 Discusión de resultados de las contribuciones obtenidas con los modelos CMB, PMF y PCA/APCS.

Aunque las contribuciones de las fuentes varían en cierta medida, dependiendo del sitio y el tiempo del periodo de muestreo, los resultados de este trabajo indican que, mediante el uso de un conjunto fiable de perfiles de origen y los datos ambientales en receptores diferentes, la contribución de las principales fuentes $PM_{2.5}$ se puede calcular con la ayuda de una herramienta útil, como el modelo CMB. Si bien existen diferencias entre los resultados obtenidos mediante la aplicación de los tres modelos receptores, los resultados generales del modelo CMB muestran claramente que las $PM_{2.5}$ tendieron a estar dominadas por las emisiones de fuentes móviles con un 43% de la contribución a la masa total en otoño y un 39% en verano. El material geológico y los aerosoles secundarios también contribuyeron con porcentajes significativos en las dos campañas de monitoreo. Contribuciones menores fueron estimadas para actividades relacionadas con la cocción de alimentos y las actividades industriales.

Para el PMF, la principal fuente de contribución fue la formación de aerosol secundario en ambas campañas, un 33% se obtuvo en otoño de 2007, mientras que en la campaña de verano de 2008 la contribución fue del 37%. Las emisiones vehiculares que incluían las emisiones de gasolina y las de diesel, fueron la segunda contribución más significativa en este modelo. Las fuentes de cocción de alimentos y suelo presentaron porcentajes de contribución similares, mientras que las emisiones industriales fueron las que menos contribuyeron a la masa total de $PM_{2.5}$. Cabe mencionar que aplicando estos dos modelos receptores se observaron similitudes y algunas diferencias en la contribución de las fuentes. La contribución de la industria resultó mayor aplicando el PMF, esto se debe a que sólo se contaba con tres perfiles de emisión industrial para el modelado del CMB, mientras que esta fuente fue uno de los factores resueltos por el PMF y presentó un porcentaje de contribución mayor. En las emisiones vehiculares también existe variación para los dos modelos, para el CMB representan la mayor contribución a la masa total de $PM_{2.5}$. Mientras que con el PMF representa una contribución importante. Con ambos modelos para la campaña otoño de 2007 el

porcentaje de emisiones fue más grande que en verano de 2008. Una posible explicación de la variación estacional es el mayor impacto que tienen los motores de gasolina en las emisiones de partículas cuando son encendidos en frío a bajas temperaturas. En el aerosol secundario se incluyeron al $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NH_4NO_3 y al NH_4HSO_4 . Con ambos modelos se observa una contribución mayor en el verano de 2008, estos resultados se pueden justificar debido a que la producción de sulfato secundario en verano, en parte, es debido de la mayor radiación solar y las altas temperaturas que favorecen la transformación fotoquímica del dióxido de azufre a sulfato. Los resultados de la contribución del material geológico para el CMB fueron mayores que la contribución del suelo obtenida con el PMF. Una explicación es que el material geológico incluye (análisis de polvos de diversas fuentes como calles sin pavimentar, suelos agrícolas, polvo de cemento, etc.) y tienen una contribución más grande a la masa total. Mientras que para la fuente suelo en el PMF, éste representa solo un factor que contribuye a la masa total de $\text{PM}_{2.5}$. Ambos modelos presentaron contribuciones muy semejantes de la fuente cocción.

Analizando los porcentajes de contribución por sitio obtenidos con el CMB y PMF, podemos apreciar una similitud en los resultados. En otoño de 2007, la diferencia entre Escobedo y Santa Catarina fue de ~6 puntos porcentuales en la fuente de emisiones de vehículos, de ~5 puntos porcentuales en aerosol secundario y prácticamente no hubo diferencia en la fuente de material geológico utilizando el CMB. Con el PMF, fueron ~4 puntos de diferencia entre municipios en la fuente de emisiones vehiculares, ~12 puntos (la diferencia más grande) en el aerosol y de ~1 punto en la fuente de suelo. En verano de 2008, prácticamente no existió diferencia en las fuentes de vehículos y material geológico y de ~3 puntos porcentuales en la fuente de aerosol utilizando el CMB. En el modelo PMF, fueron 6 puntos de diferencia en las emisiones de vehículos, de ~10 en el aerosol y ~6 en la fuente de suelo. Aunque existieron algunas diferencias en el orden de 10 puntos especialmente en la fuente de aerosol secundario, podemos decir que a pesar de la distancia entre Escobedo y Santa Catarina y de otros factores que pueden influir, existe una homogeneidad en el aire ambiente de estos dos sitios en base a la semejanza en los resultados obtenidos en este trabajo de tesis.

Mediante el PCA, se identificaron cinco fuentes $PM_{2.5}$ en el sitio de Escobedo en 2007, seis componentes fueron extraídos por el Análisis de Componentes Principales en el sitio de Santa Catarina en 2008 y siete fuentes fueron identificadas en Escobedo y Santa Catarina en 2008. Sin embargo, se observó que algunas fuentes como el material geológico y las emisiones vehiculares presentaron colinealidad. Una posible explicación, es que algunos elementos químicos originados en la resuspensión del polvo de las carreteras se pueden mezclar con las emisiones del escape de los vehículos originado que los marcadores específicos de ambas fuentes aparezcan en un solo factor en el PCA. Por lo tanto, los marcadores de origen más específicos deben ser medidos en la fuente y el receptor para mejorar la contribución de la fuente. El modelo de Puntuaciones Absolutas de Componentes Principales se utilizó para calcular las contribuciones en dos sitios, en Santa Catarina de 2007 el sulfato de amonio fue la principal contribución con 46%, mientras que en Escobedo de 2008 el radical nitrato fue la fuente de contribución más significativa con un 52%. Cabe mencionar que en los resultados de Escobedo de 2007 se presentó una contribución negativa y en Santa Catarina en 2008 la contribución de la fuente de material geológico fue del 54% lo cual carece de fundamento en comparación con la distribución de fuentes obtenida con los modelos CMB y PMF. La limitación del número de muestras con la que se contaba para ambos sitios en la aplicación del Análisis de Regresión Lineal, así como la incertidumbre del modelo mismo y la calidad de los datos, son posibles causas de que se hayan obtenido estos resultados.

En general, con la aplicación de los modelos receptores CMB, PMF y PCA/APCS se identificaron y cuantificaron las fuentes $PM_{2.5}$ en los sitios de General de Escobedo y Santa Catarina en los meses de noviembre y diciembre de 2007 y julio y agosto de 2008. Cada uno de estos modelos tiene sus limitaciones y está basado en supuestos para estimar las posibles fuentes de fracción fina en un sitio en particular, los resultados de este trabajo mostraron que las emisiones de los escapes de vehículos y la formación de aerosol inorgánico secundario son las principales fuentes de formación de partículas $PM_{2.5}$ en la atmósfera. Aunque estos resultados se encontraron en los tres modelos, el número de muestras en cada sitio para las dos campañas, representó una limitante en la aplicación del PMF y principalmente en el PCA/APCS debido a que ambos modelos

necesitan un gran número de muestras para que la estimación de posibles fuentes de contribución sea más precisa. Por lo que la confiabilidad en los resultados obtenidos con el CMB es mayor debido a que este modelo no presenta esta restricción y la exactitud y fiabilidad de los perfiles de emisión utilizados en este trabajo para el Balance Químico de Masas están comprobadas en los estudios publicados en la literatura.

Conclusiones

En la actualidad la Zona Metropolitana de Monterrey no dispone de la información donde se muestre la contribución a la masa total de $PM_{2.5}$ del aerosol secundario fino, la aportación de este trabajo de tesis fue presentar los resultados de la distribución de esta y otras fuentes en el aire ambiente de esta localidad para que los tomadores de decisiones logren establecer las medidas de control de emisiones necesarias. Mediante la aplicación de tres modelos receptores se encontró que el aerosol inorgánico secundario y las emisiones vehiculares son las principales fuentes de contribución en la formación de partículas $PM_{2.5}$. La principal fuente de contribución aplicando el modelo CMB fueron las emisiones vehiculares con un ~41% de la masa total de $PM_{2.5}$. El aerosol inorgánico secundario compuesto por sulfato y nitrato de amonio fue la fuente más importante utilizando el modelo PMF aportando un ~35% de contribución. La identificación de fuentes hecha mediante el PCA/APCS se vio dominada por las emisiones de los vehículos y el aerosol secundario fino en los dos sitios en ambas campañas de monitoreo. Por otra parte, se encontró que estas fuentes exhibieron una variedad estacional particular. Mientras que las contribuciones de los vehículos fueron más importantes en otoño de 2007, el aerosol secundario presentó porcentajes de contribución mayoritarios en la campaña de verano de 2008. Los resultados también mostraron que existe una homogeneidad en el aire ambiente en los municipios de General Escobedo y Santa Catarina debido a que los porcentajes de contribución a la masa total de $PM_{2.5}$ en ambos casos para las dos campañas fueron similares siendo la diferencia más significativa la del aerosol secundario en otoño de 2007 aplicando el PMF. Las fuentes de cocción de alimentos, material geológico y emisiones industriales no tuvieron un efecto significativo en la masa total de material particulado fino por lo que las medidas de prevención podrían ir encaminadas a controlar las emisiones de los vehículos y la formación de aerosol en el aire ambiente de esta zona en particular. Finalmente, la exploración de nuevas estrategias de control así como el desarrollo de conocimiento científico deben continuar para proporcionar a las autoridades ambientales y gubernamentales los fundamentos para que se establezcan gestiones enfocadas a la mejora de la calidad del aire.

Recomendaciones

Se han realizado diversos estudios sobre los beneficios económicos que tiene la reducción de los niveles de concentración de material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) en aire ambiente, debido a la disminución de la mortalidad y morbilidad asociadas con la inhalación de dicho material particulado. (Cesar y col., 2002) estimaron beneficios anuales del reducir un 10% la concentración de ozono y PM_{10} que pueden ser hasta de \$1,607 millones de dólares en la zona metropolitana del valle de México (ZMVM). (Evans y col., 2002) estimó que con solamente una reducción del 10% en la concentración de PM_{10} ($8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) aproximadamente salvaría 3,000 vidas, evitaría 10,000 nuevos casos de bronquitis crónica cada año lo que se traduce en un beneficio aproximado de \$2,000 millones de dólares por año. (Blumberg., 2004) realizó un análisis de costo beneficio de utilizar combustibles con ultra bajo contenido de azufre en México. Se realizó un análisis de costo beneficio en la ciudad de México y en todo el país. Los beneficios en salud fueron muy altos. Para todo el país, los beneficios se cuantificaron en el orden de los \$8,000 millones de dólares. Los resultados de estos estudios revelan las consecuencias que se tendrían al reducir las concentraciones de contaminantes como las PM_{10} y la implementación de medidas como el uso de combustibles con niveles bajos de azufre. Es por ello que la iniciativa que se presentó en el AMM a través del ProAire debiera ser un modelo a seguir en todas las ciudades de la República Mexicana. Es bien sabido que implementar estrategias de control de emisiones puede resultar complicado desde el punto de vista gubernamental y económico máxime en un país en vías de desarrollo como México. Sin embargo, si se logran establecer las políticas y programas eficientes de control de emisiones no sólo de $PM_{2.5}$ y PM_{10} sino de los principales contaminantes atmosféricos en base a los resultados proporcionados mediante herramientas de diagnóstico como los modelos receptores se alcanzarían beneficios económicos muy significativos. También se esperaría un incremento en la expectativa de vida de los habitantes y se pudiera obtener una mejora en la calidad del aire ambiente de las principales ciudades con la aplicación de dichas medidas.

Apéndice A. En este apéndice se presentan los perfiles de emisión que se utilizaron en el modelo CMB para calcular la contribución de las fuentes a las concentraciones de las partículas $PM_{2.5}$ en las Campañas de otoño de 2007 y verano de 2008 en el AMM.

A.1 Perfiles de emisión para material geológico (% peso). Este perfil representa las partículas suspendidas de caminos sin pavimentar (Watson y Chow, 2001).

Especie	IMRDC2	
	Conc	±Inc
Na	0.0039	0.00113
Mg	0.00964	0.00119
Al	0.10051	0.0124
Si	0.29833	0.0391
P	0.00066	0.00021
S	0.00529	0.00099
Cl	0.00572	0.00437
K	0.0259	0.00217
Ca	0.0836	0.006
Ti	0.0036	0.00026
V	0.00014	0.0001
Cr	0.00007	0.00002
Mn	0.00064	0.00004
Fe	0.03604	0.00122
Co	0	0.00022
Ni	0.00002	0.00001
Cu	0.0001	0.00004
Zn	0.00049	0.00025
Ga	0.00001	0.00001
Ge	ND	ND
As	0.00002	0.00002
Se	0.00001	0.00001
Br	0.00001	0.00001
Rb	0.00012	0.00001
Sr	0.00044	0.00004
Y	0.00002	0.00001
Zr	0.00012	0.00002
Mo	0.00002	0.00002
Pd	0.00003	0.00007
Ag	0.00001	0.00008
Cd	0	0.00009
In	0	0.0001
Sn	0.00004	0.00012
Sb	0.00001	0.00013
Ba	0.00072	0.00045
La	0.00016	0.0006
Hg	0.00001	0.00002
Pb	0.00018	0.00006
B	NA	NA
Li	NA	NA
Au	0.00001	0.00002
Tl	0	0.00002

Ur	0.00001	0.00002
F	NA	NA
Cl2	0.00466	0.00247
NO3	0.00049	0.00038
SO4	0.0094	0.00442
Na2	0.00283	0.00135
NH4	0.00086	0.00026
K2	0.00314	0.00113
OC	0.08181	0.01863
EC	0.00087	0.00128

A.2 Perfiles de emisión para combustión de motores de vehículos (% peso). Todos estos perfiles representa emisiones de origen vehicular, la diferencia ente ellos es el lugar de la zona de donde fueron tomados (Watson y Chow, 2001).

Especie	IMRDC2		IMRSCC2		IMRSEC		IMRSIC		IMRSJC		IMRSUC	
	Conc	±Inc										
Na	0.0039	0.00113	NA									
Mg	0.00964	0.00119	NA									
Al	0.10051	0.0124	0	0.01161	0	0.01522	0.00221	0.01498	0	0.03769	0.09897	0.22939
Si	0.29833	0.0391	0	0.03194	0	0.04335	0	0.04028	0	0.10002	0.28307	0.62294
P	0.00066	0.00021	0.0006	0.00101	0.00036	0.00115	0.00079	0.00044	0.00106	0.0013	0.00072	0.0038
S	0.00529	0.00099	0.01425	0.00173	0.01352	0.00573	0.00816	0.00143	0.0196	0.00943	0.02406	0.01732
Cl	0.00572	0.00437	0.04701	0.05132	0.10803	0.08659	0.01798	0.02751	0.04051	0.03508	0.051	0.0358
K	0.0259	0.00217	0.00507	0.00717	0.01211	0.00622	0.00362	0.00566	0.0065	0.00595	0.00702	0.0328
Ca	0.0836	0.006	0.00132	0.00439	0	0.00644	0	0.00609	0	0.0145	0.01099	0.08521
Ti	0.0036	0.00026	0	0.00389	0.00005	0.00208	0.00002	0.00106	0	0.00257	0	0.00565
V	0.00014	0.0001	0.00006	0.00239	0.00011	0.00111	0.00004	0.00061	0.00003	0.00139	0	0.00391
Cr	0.00007	0.00002	0.00002	0.00068	0.00001	0.00029	0.00007	0.00016	0.00001	0.00036	0.00006	0.00101
Mn	0.00064	0.00004	0.00003	0.0003	0.00004	0.00012	0.00003	0.00007	0.00007	0.00017	0.0001	0.00046
Fe	0.03604	0.00122	0.00023	0.00076	0.00047	0.00101	0.00082	0.00103	0.00046	0.00239	0	0.01296
Co	0	0.00022	0	0.00024	0	0.00026	0	0.00027	0	0.00062	0	0.00312
Ni	0.00002	0.00001	0.00015	0.00016	0.00003	0.00008	0.00011	0.00005	0.00008	0.00011	0.00022	0.0003
Cu	0.0001	0.00004	0.00079	0.00022	0.00093	0.00104	0.00117	0.00053	0.00038	0.0001	0.00212	0.00193
Zn	0.00049	0.00025	0.001	0.00015	0.0017	0.00076	0.00155	0.00036	0.00185	0.00036	0.00266	0.00173
Ga	0.00001	0.00001	0.00006	0.00027	0.00001	0.00016	0.00004	0.00009	0.00003	0.0002	0.00039	0.00063
Ge	ND											
As	0.00002	0.00002	0.00006	0.00033	0.00004	0.00021	0.00004	0.00016	0.00002	0.00027	0.00023	0.00089
Se	0.00001	0.00001	0.00002	0.00017	0.00002	0.0001	0	0.00005	0.00006	0.00012	0.00008	0.00035
Br	0.00001	0.00001	0.00019	0.00015	0.00035	0.00015	0.00017	0.00005	0.00023	0.00011	0.00051	0.00039
Rb	0.00012	0.00001	0.00001	0.00014	0.00001	0.00008	0	0.00005	0.00001	0.0001	0	0.00023
Sr	0.00044	0.00004	0.00005	0.00016	0.00004	0.00007	0	0.00004	0.00002	0.00009	0.00019	0.0003
Y	0.00002	0.00001	0	0.00019	0.00002	0.00011	0.00001	0.00006	0.00001	0.00014	0.00009	0.00039
Zr	0.00012	0.00002	0	0.00023	0	0.00014	0.00002	0.00007	0.00003	0.00016	0.00012	0.0004
Mo	0.00002	0.00002	0.00013	0.0004	0.0001	0.00023	0.00005	0.00013	0.00019	0.00029	0.00057	0.00094
Pd	0.00003	0.00007	0.00034	0.00136	0	0.00078	0.00013	0.00043	0.00022	0.001	0.00082	0.00287
Ag	0.00001	0.00008	0.0003	0.00154	0.00016	0.0009	0	0.00049	0	0.00115	0	0.00314
Cd	0	0.00009	0	0.00164	0.00007	0.00094	0.00008	0.00052	0.00007	0.00121	0.00031	0.00337
In	0	0.0001	0.00005	0.00185	0.00045	0.00106	0.00026	0.00059	0	0.00135	0.00187	0.00388
Sn	0.00004	0.00012	0.00011	0.00238	0.00012	0.00136	0.00002	0.00075	0.00012	0.00173	0.00172	0.00509
Sb	0.00001	0.00013	0.00019	0.0027	0.00011	0.00158	0.00006	0.00086	0.00004	0.00198	0	0.0055
Ba	0.00072	0.00045	0.0079	0.01086	0.00085	0.00546	0.00053	0.00302	0.00374	0.00695	0.01072	0.01991
La	0.00016	0.0006	0.00846	0.01279	0.00218	0.00739	0.00016	0.00403	0.00007	0.0093	0.00577	0.02562
Hg	0.00001	0.00002	0	0.00037	0	0.00022	0	0.00012	0.00004	0.00027	0.00029	0.00082
Pb	0.00018	0.00006	0.00079	0.00047	0.00095	0.00058	0.00108	0.0003	0.0012	0.00028	0.00364	0.00335
B	NA											
Li	NA											

Au	0.00001	0.00002	0.0001	0.00045	0.00007	0.00027	0.00004	0.00016	0.00012	0.00034	0.00013	0.0009
Tl	0	0.00002	0	0.00034	0.00001	0.0002	0.00001	0.00011	0.00007	0.00026	0.00003	0.00071
Ur	0.00001	0.00002	0	0.00034	0.00002	0.0002	0	0.00011	0.00007	0.00025	0.00005	0.00069
F	NA											
Cl2	0.00466	0.00247	0.03716	0.04424	0.07035	0.0556	0.01875	0.02258	0.07879	0.05909	0.05649	0.03519
NO3	0.00049	0.00038	0.04452	0.01973	0.04856	0.03142	0.05407	0.03829	0.12151	0.09606	0.04892	0.03452
SO4	0.0094	0.00442	0.04511	0.00574	0.02918	0.0121	0.02004	0.00631	0.03679	0.02081	0.08592	0.04756
Na2	0.00283	0.00135	0.00851	0.00266	0.00594	0.0006	0.00422	0.00164	0.00455	0.00086	0.03459	0.01921
NH4	0.00086	0.00026	0.02514	0.01641	0.04351	0.02721	0.0182	0.01135	0.03695	0.00853	0.02048	0.015
K2	0.00314	0.00113	0.04138	0.04136	0.01083	0.00525	0.00702	0.00488	0.00724	0.00631	0.01479	0.00665
OC	0.08181	0.01863	0.54348	0.35144	0.36388	0.10085	0.40435	0.07597	0.51818	0.13531	0.74709	0.47307
EC	0.00087	0.00128	0.13451	0.02841	0.15566	0.03914	0.20547	0.06478	0.22074	0.03602	0.23159	0.14043

A.3 Perfiles de emisión para quemas de origen agrícola y de restaurantes (% peso). Los perfiles IMTSAC y IMTSCC, son perfiles de emisión de restaurantes y el perfil ICABC2 es un perfil de emisión de quemas agrícolas. El perfil IMCB es un promedio de los tres perfiles (Watson y Chow, 2001).

Especie	ICABC2		IMTSAC		IMTSCC		IMCB	
	Conc	±Inc	Conc	±Inc	Conc	±Inc	Conc	±Inc
Na	0.00163	0.00181	0.00547	0.0055	0.00299	0.00106	0.0031	0.0059
Mg	0.00126	0.00129	0.0006	0.0007	0.0002	0.00021	0.0007	0.0015
Al	0.00065	0.00043	0.00183	0.0014	0.00048	0.00029	0.001	0.0015
Si	0.00221	0.0017	0.00533	0.0037	0.00139	0.00137	0.003	0.0043
P	0.0006	0.00061	0.00007	0.0001	0.0001	0.00011	0.0003	0.0006
S	0.00442	0.00074	0.00267	0.001	0.00168	0.0003	0.0029	0.0013
Cl	0.06812	0.04663	0.03675	0.0241	0.02749	0.0232	0.0441	0.0574
K	0.04063	0.0209	0.02924	0.0213	0.02189	0.01761	0.0306	0.0347
Ca	0.0047	0.00405	0.00311	0.002	0.00103	0.00067	0.003	0.0046
Ti	0.00004	0.00048	0.00008	0.0004	0.00004	0.0002	0.0001	0.0007
V	0	0.00027	0	0.0003	0.00001	0.00011	0	0.0004
Cr	0.00001	0.00008	0	7E-05	0	0.00003	0	0.0001
Mn	0.00003	0.00003	0.00002	3E-05	0.00001	0.00001	0	0.0001
Fe	0.00118	0.00055	0.00219	0.0018	0.0005	0.00052	0.0013	0.002
Co	0.00001	0.00002	0	2E-05	0	0.00001	0	0
Ni	0.00001	0.00002	0	2E-05	0.00003	0.00007	0	0.0001
Cu	0.00133	0.00266	0.00004	5E-05	0.00009	0.00021	0.0005	0.0027
Zn	0.0008	0.00138	0.00017	0.0001	0.00013	0.00013	0.0004	0.0014
Ga	0.00001	0.00003	0	3E-05	0	0.00001	0	0.0001
Ge	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
As	0	0.00004	0.00001	4E-05	0	0.00002	0	0.0001
Se	0	0.00002	0	2E-05	0	0.00001	0	0
Br	0.00005	0.00003	0.00024	0.0002	0.00015	0.00013	0.0002	0.0002
Rb	0.00007	0.00007	0.00001	2E-05	0.00001	0.00001	0	0.0001
Sr	0.00008	0.00008	0.00003	2E-05	0.00001	0.00001	0	0.0001
Y	0.00001	0.00002	0.00001	2E-05	0	0.00001	0	0
Zr	0	0.00003	0.00002	3E-05	0	0.00001	0	0
Mo	0.00001	0.00005	0.00002	5E-05	0.00001	0.00002	0	0.0001
Pd	0.00002	0.00017	0.00006	0.0002	0.00002	0.00007	0	0.0002
Ag	0.00012	0.0002	0.00008	0.0002	0.00001	0.00008	0.0001	0.0003
Cd	0	0.00021	0.00007	0.0002	0.00002	0.00009	0	0.0003
In	0.0001	0.00023	0.00008	0.0002	0.00006	0.0001	0.0001	0.0003
Sn	0.00011	0.0003	0.00008	0.0003	0.00001	0.00013	0.0001	0.0004
Sb	0.00016	0.00035	0.00002	0.0003	0.00002	0.00014	0.0001	0.0005
Ba	0.00091	0.0012	0.00027	0.001	0.00038	0.00051	0.0005	0.0017
La	0.00075	0.0016	0.00113	0.0017	0.00046	0.00068	0.0008	0.0024
Hg	0	0.00005	0	4E-05	0	0.00002	0	0.0001
Pb	0.00009	0.00013	0.00004	5E-05	0.00004	0.00007	0.0001	0.0002
B	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Li	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Au	0	0.00006	0.00001	5E-05	0	0.00002	0	0
Tl	0	0.00004	0	4E-05	0	0.00002	0.0408	0.0533
Ur	0.00001	0.00004	0.00001	4E-05	0	0.00002	0.0026	0.0032
F	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Cl2	0.06471	0.04207	0.03221	0.022	0.02551	0.02412	0.0408	0.0533
NO3	0.00322	0.0022	0.00321	0.0022	0.00143	0.00066	0.0026	0.0032
SO4	0.01122	0.00384	0.00543	0.0025	0.00322	0.00177	0.0066	0.0049
Na2	0.00514	0.00272	0.00784	0.006	0.00495	0.00184	0.006	0.0068
NH4	0.01258	0.01106	0.00324	0.0018	0.00323	0.00393	0.0064	0.0119
K2	0.03455	0.01763	0.02213	0.0155	0.01896	0.01571	0.0252	0.0282
OC	0.55566	0.15013	0.57571	0.075	0.71571	0.03997	0.6157	0.1725
EC	0.04422	0.01562	0.03123	0.0169	0.02441	0.0119	0.0333	0.0259

A.4 Perfil de emisión para una planta de vidrio en la que utilizan combustóleo (% peso). Este perfil representa la industria, tomando como base que las emisiones son por la combustión de combustóleo (Watson y Chow, 2001).

Especie	IMGPEC	
	Conc	±Inc
Na	NA	NA
Mg	NA	NA
Al	0	0.00644
Si	0.00304	0.00175
P	0	0.00026
S	0.12349	0.04599
Cl	0	0.00084
K	0.00148	0.0007
Ca	0.00056	0.00032
Ti	0.00002	0.00009
V	0.00544	0.00248
Cr	0.00029	0.00014
Mn	0.00002	0.00001
Fe	0.00025	0.00012
Co	NA	NA
Ni	0.00039	0.00018
Cu	0.00006	0.00014
Zn	0.00004	0.00005
Ga	0.00001	0.00002
Ge	NA	NA
As	0	0.00026
Se	0.00528	0.00186
Br	0	0.00001
Rb	NA	NA
Sr	0.00001	0.00002
Y	0	0.00001
Zr	0	0.00001
Mo	0.00007	0.00003
Pd	0	0.00002
Ag	0.00001	0.00003
Cd	0.00047	0.00017
In	0	0.00004
Sn	0	0.00005
Sb	0	0.00006
Ba	0.00012	0.00021
La	0.00004	0.00028
Hg	0	0.00002
Pb	0.00255	0.00069
B	NA	NA
Li	NA	NA
Au	0	0.00001
Tl	0	0.00004

Ur	0	0.00001
F	NA	NA
Cl2	0.00051	0.00124
NO3	0.00065	0.0013
SO4	NA	NA
Na2	0.04243	0.02308
NH4	0.00341	0.00377
K2	0.00434	0.0025
OC	0.02392	0.01883
EC	0.00776	0.00824

A.5 Perfiles de partículas secundarias (% peso). Estos perfiles representan las partículas secundarias AMSUL (sulfato de amonio), AMBSUL (bisulfato de amonio) y AMNIT (nitrato de amonio). Estos valores fueron propuestos por Watson (Watson y col., 1994).

Especie	AMSUL		AMBSUL		AMNIT	
	Conc	±Inc	Conc	±Inc	Conc	±Inc
Na	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Mg	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Al	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Si	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
P	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
S	0.2427	0.024	0.279	0.028	0.0000	0.0000
Cl	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Ca	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Ti	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
V	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Cr	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Mn	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Fe	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Co	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Ni	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Cu	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Zn	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Ga	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Ge	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
As	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Se	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Br	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Rb	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Sr	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Zr	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Mo	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Pd	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Ag	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Cd	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
In	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Sn	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Sb	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Ba	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
La	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Hg	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Pb	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
B	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Li	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

Au	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Tl	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Ur	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
F	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Cl2	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
NO3	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.775	0.078
SO4	0.727	0.073	0.835	0.083	0.0000	0.0000
Na2	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
NH4	0.273	0.027	0.157	0.016	0.2255	0.023
K2	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
OC	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
EC	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

A.6 Perfil de carbón orgánico (Watson y col. 1994).

Especie	OC	
	Conc	±Inc
Na	0.0000	0.0000
Mg	0.0000	0.0000
Al	0.0000	0.0000
Si	0.0000	0.0000
P	0.0000	0.0000
S	0.0000	0.0000
Cl	0.0000	0.0000
K	0.0000	0.0000
Ca	0.0000	0.0000
Ti	0.0000	0.0000
V	0.0000	0.0000
Cr	0.0000	0.0000
Mn	0.0000	0.0000
Fe	0.0000	0.0000
Co	0.0000	0.0000
Ni	0.0000	0.0000
Cu	0.0000	0.0000
Zn	0.0000	0.0000
Ga	0.0000	0.0000
Ge	0.0000	0.0000
As	0.0000	0.0000
Se	0.0000	0.0000
Br	0.0000	0.0000
Rb	0.0000	0.0000
Sr	0.0000	0.0000
Y	0.0000	0.0000
Zr	0.0000	0.0000
Mo	0.0000	0.0000
Pd	0.0000	0.0000
Ag	0.0000	0.0000
Cd	0.0000	0.0000
In	0.0000	0.0000
Sn	0.0000	0.0000
Sb	0.0000	0.0000
Ba	0.0000	0.0000
La	0.0000	0.0000
Hg	0.0000	0.0000
Pb	0.0000	0.0000
B	0.0000	0.0000
Li	0.0000	0.0000
Au	0.0000	0.0000
Tl	0.0000	0.0000
Ur	0.0000	0.0000
F	0.0000	0.0000

Cl2	0.0000	0.0000
NO3	0.0000	0.0000
SO4	0.0000	0.0000
Na2	0.0000	0.0000
NH4	0.0000	0.0000
K2	0.0000	0.0000
OC	100	0.0000
EC	0.0000	0.0000

A.7 Perfiles utilizados sobre aerosol marino.

Especie	MARIN	
	Conc	\pm Inc
Na	0.4	0.04
Mg	0.048	0.009
Al	0.0000	0.0000
Si	0.0000	0.0000
P	0.0000	0.0000
S	0.033	0.013
Cl	0.4	0.1
K	0.014	0.002
Ca	0.014	0.002
Ti	0.0000	0.0000
V	0.0000	0.0000
Cr	0.0000	0.0000
Mn	0.0000	0.0000
Fe	0.0000	0.0000
Co	0.0000	0.0000
Ni	0.0000	0.0000
Cu	0.0000	0.0000
Zn	0.0000	0.0000
Ga	0.002	0.0005
Ge	0.0000	0.0000
As	0.0000	0.0000
Se	0.0000	0.0000
Br	0.1	0.04
Rb	0.0000	0.0000
Sr	0.0000	0.0000
Y	0.0000	0.0000
Zr	0.0000	0.0000
Mo	0.0000	0.0000
Pd	0.0000	0.0000
Ag	0.0000	0.0000
Cd	0.0000	0.0000
In	0.0000	0.0000
Sn	0.0000	0.0000
Sb	0.0000	0.0000
Ba	0.0000	0.0000
La	0.0000	0.0000
Hg	0.0000	0.0000
Pb	0.0000	0.0000
B	0.0000	0.0000
Li	0.0000	0.0000
Au	0.0000	0.0000
Tl	0.0000	0.0000
Ur	0.0000	0.0000

F	0.0000	0.0000
Cl2	0.0000	0.0000
NO3	0.0000	0.0000
SO4	0.0000	0.0000
Na2	0.0000	0.0000
NH4	0.0000	0.0000
K2	0.0000	0.0000
OC	0.0000	0.0000
EC	0.0000	0.0000

A.8 Perfiles utilizados sobre material geológico de diferentes fuentes.

Especie	CPV		CNP		SAG		ALG		ETX		MAR	
	Conc	±Inc										
Na	0.0014	0.0038	0.009	0.0015	0.0004	0.0034	0.0006	0.0024	0.0482	0.0043	0	0.0041
Mg	0.0093	0.001	0.0079	0.0009	0.0008	0.0017	0.0026	0.0005	0.0206	0.0018	0.0004	0.0016
Al	0.0526	0.0038	0.042	0.003	0.0687	0.0049	0.0027	0.0003	0.0368	0.0028	0.0013	0.0004
Si	0.1731	0.0124	0.1462	0.0104	0.1495	0.0106	0.0129	0.0009	0.1555	0.0113	0.0069	0.0006
P	0.0012	0.0001	0.0009	0.0001	0.0026	0.0002	0.0054	0.0004	0	0.0004	0	0.0005
S	0.0049	0.0004	0.0105	0.0008	0.0017	0.0002	0.0053	0.0004	0.0054	0.0004	0.1125	0.008
Cl	0.0016	0.0002	0.0051	0.0004	0.001	0.0002	0.0009	0.0002	0.0152	0.0012	0	0.0024
K	0.0101	0.0008	0.0098	0.0007	0.004	0.0003	0.0121	0.0009	0.0234	0.0017	0.0003	0.0017
Ca	0.0513	0.0037	0.0783	0.0056	0.013	0.001	0.0125	0.001	0.057	0.0042	0.2435	0.0174
Ti	0.0032	0.0006	0.0022	0.0006	0.0057	0.0007	0	0.0008	0.0019	0.0008	0	0.0007
V	0	0.0004	0	0.0004	0	0.0004	0	0.0004	0	0.0005	0	0.0004
Cr	0.0001	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0.0001	0.0002	0	0.0001
Mn	0.0007	0.0001	0.0006	0.0001	0.0012	0.0001	0.0002	0	0.0004	0.0001	0.0001	0
Fe	0.04	0.0029	0.0317	0.0023	0.0493	0.0035	0.003	0.0002	0.0249	0.0018	0.0006	0.0001
Co	0	0.0006	0	0.0005	0	0.0008	0.0001	0	0	0.0004	0	0
Ni	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0001	0	0	0
Cu	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0	0	0.0001	0	0	0
Zn	0.0009	0.0001	0.0007	0.0001	0.0002	0	0.0001	0	0.0001	0	0	0
Ga	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001
Ge	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
As	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001
Se	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Br	0	0	0	0	0	0	0.0001	0	0.0003	0	0	0
Rb	0.0001	0	0	0	0	0	0	0	0.0001	0	0	0
Sr	0.0003	0	0.0003	0	0.0002	0	0.0001	0	0.0004	0	0.0004	0
Y	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0001	0	0
Zr	0.0002	0	0.0001	0	0.0003	0	0	0.0001	0.0001	0	0	0
Mo	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001
Pd	0.0001	0.0002	0	0.0002	0.0001	0.0002	0.0001	0.0003	0.0001	0.0003	0	0.0003
Ag	0	0.0003	0	0.0003	0	0.0003	0.0001	0.0003	0	0.0004	0	0.0003
Cd	0	0.0003	0	0.0003	0	0.0003	0	0.0003	0	0.0004	0	0.0003
In	0	0.0003	0.0001	0.0004	0	0.0003	0	0.0004	0	0.0005	0	0.0004
Sn	0	0.0004	0.0001	0.0004	0	0.0004	0.0001	0.0005	0.0003	0.0006	0	0.0005
Sb	0	0.0005	0.0003	0.0005	0.0002	0.0005	0.0002	0.0006	0.0003	0.0007	0.0001	0.0005
Ba	0.001	0.0018	0.0017	0.0014	0.0012	0.0014	0.001	0.0021	0.0017	0.0025	0.0003	0.0018
La	0.0013	0.0023	0.0022	0.0018	0.0017	0.0018	0.0016	0.0028	0.0012	0.0033	0.001	0.0024
Hg	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001
Pb	0.0004	0.0001	0.0003	0.0001	0	0.0001	0.0001	0.0001	0	0.0001	0	0.0001
B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Li	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Au	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001
Tl	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001
Ur	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001

F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cl2	0.0006	0.0008	0.0137	0.0014	0.0017	0.0007	0.0003	0.0009	0.0058	0.0011	0.0009	0.0007
NO3	0	0.0008	0.0055	0.0008	0.0014	0.0007	0	0.0008	0.0015	0.001	0	0.0007
SO4	0.0023	0.0009	0.0859	0.0071	0.0083	0.001	0.0016	0.0008	0.0069	0.0011	0.7071	0.06
Na2	0.0014	0.0007	0.0021	0.0008	0.002	0.0008	0.0011	0.0008	0.0012	0.001	0.0005	0.0007
NH4	0.0016	0.0009	0.0178	0.0014	0.0028	0.0006	0.0005	0.0006	0.0304	0.0024	0.0007	0.0006
K2	0.0011	0.0007	0.01	0.0009	0.0036	0.0006	0.0021	0.0007	0.0083	0.001	0.0005	0.0006
OC	0.019	0.0215	0.2317	0.025	0.101	0.02	0.0405	0.0214	0	0.0245	0.0749	0.0188
EC	0.009	0.0059	0.0077	0.0051	0.0095	0.0054	0.0018	0.0053	0	0.0061	0.0002	0.0044

A.9 Perfiles utilizados sobre material geológico de diferentes fuentes.

Especie	CEZ		RST		ASF		PCM		GRA		TZT	
	Conc	±Inc										
Na	0.0083	0.0012	0.0024	0.0041	0.0124	0.002	0	0.0031	0	0.0027	0.0052	0.002
Mg	0.0064	0.0007	0.0089	0.001	0.0021	0.0008	0.0015	0.0005	0.001	0.0005	0.0169	0.0016
Al	0.0233	0.0017	0.0677	0.0049	0.0595	0.0044	0.0048	0.0005	0.0067	0.0006	0.0436	0.0033
Si	0.0992	0.007	0.1897	0.0137	0.1466	0.0108	0.0377	0.0028	0.0281	0.002	0.1709	0.0125
P	0.0003	0.0001	0.0005	0.0001	0.0011	0.0002	0	0.0003	0.0001	0.0002	0.0005	0.0001
S	0.0059	0.0004	0.0016	0.0002	0.0023	0.0002	0.0055	0.0004	0.0006	0.0001	0.0011	0.0002
Cl	0.0038	0.0004	0.001	0.0002	0.0004	0.0005	0	0.0016	0	0.0016	0.0005	0.0002
K	0.0087	0.0008	0.0083	0.0006	0.0072	0.0006	0.0025	0.0008	0.0025	0.0007	0.0099	0.0008
Ca	0.1835	0.013	0.0255	0.0019	0.0602	0.0045	0.3123	0.0229	0.3044	0.0216	0.0621	0.0046
Ti	0.0014	0.0004	0.0052	0.0007	0.0044	0.0008	0	0.0008	0.0001	0.0007	0.0044	0.0009
V	0	0.0002	0	0.0004	0	0.0006	0	0.0004	0	0.0003	0.0001	0.0004
Cr	0	0.0001	0.0001	0.0001	0	0.0002	0	0.0001	0	0.0001	0.0001	0.0001
Mn	0.0005	0	0.0009	0.0001	0.0006	0.0001	0.0001	0	0.0002	0	0.0013	0.0001
Fe	0.0199	0.0014	0.049	0.0035	0.0328	0.0024	0.0035	0.0003	0.0174	0.0012	0.0589	0.0043
Co	0	0.0003	0	0.0008	0	0.0005	0	0.0001	0	0.0003	0	0.0009
Ni	0.0001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0001	0
Cu	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0	0	0	0	0.0001	0
Zn	0.0002	0	0.0001	0	0	0.0001	0	0	0	0	0.0002	0
Ga	0	0	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0	0	0.0001
Ge	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
As	0	0	0	0.0001	0	0.0001	0.0001	0	0.0004	0.0001	0.0001	0.0001
Se	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Br	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0001
Rb	0	0	0.0001	0	0	0	0	0	0	0	0.0001	0
Sr	0.0005	0	0.0003	0	0.0003	0	0.0003	0	0.0002	0	0.0003	0
Y	0	0	0	0	0	0.0001	0	0	0	0	0	0.0001
Zr	0.0001	0	0.0003	0	0.0002	0.0001	0	0.0001	0	0	0.0002	0.0001
Mo	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001
Pd	0.0001	0.0002	0	0.0003	0	0.0004	0	0.0003	0.0001	0.0002	0.0001	0.0004
Ag	0.0001	0.0002	0	0.0003	0	0.0004	0	0.0003	0.0001	0.0003	0	0.0004
Cd	0	0.0002	0	0.0003	0	0.0004	0.0001	0.0003	0	0.0003	0	0.0005
In	0	0.0002	0	0.0004	0	0.0005	0	0.0004	0	0.0003	0	0.0005
Sn	0.0001	0.0003	0.0001	0.0005	0	0.0006	0	0.0005	0.0001	0.0004	0	0.0007
Sb	0.0001	0.0003	0.0001	0.0005	0	0.0007	0.0001	0.0006	0	0.0005	0.0002	0.0008
Ba	0	0.0012	0.0011	0.0019	0.0022	0.002	0.0008	0.002	0.0008	0.0016	0.0006	0.0027
La	0	0.0015	0.0007	0.0025	0.0023	0.0035	0.0013	0.0026	0	0.0022	0.0006	0.0036
Hg	0	0	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0.0001	0.0001
Pb	0.0001	0	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0.0001	0.0001
B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Li	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Au	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001
Tl	0	0	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001
Ur	0	0	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001
F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cl2	0.0024	0.0005	0.0007	0.0007	0.0018	0.001	0.0002	0.0008	0.0009	0.0006	0.0015	0.0011

NO3	0.0022	0.0005	0	0.0007	0.001	0.001	0.0013	0.0008	0.001	0.0006	0.003	0.0011
SO4	0.0098	0.0009	0.0022	0.0008	0.0066	0.0011	0.03	0.0026	0.0029	0.0007	0.0067	0.0012
Na2	0.0004	0.0005	0.0013	0.0007	0.0016	0.001	0.0005	0.0007	0	0.0006	0.0012	0.0011
NH4	0.0055	0.0005	0.0034	0.0006	0.0067	0.0009	0.0021	0.0006	0.0003	0.0005	0.0073	0.001
K2	0.0023	0.0004	0.003	0.0006	0.0026	0.0008	0.0048	0.0007	0.0007	0.0005	0.0052	0.0009
OC	0.0242	0.0117	0.0038	0.0188	0.0432	0.0255	0.1993	0.0241	0.1443	0.0194	0.0822	0.0289
EC	0.0006	0.0029	0	0.0047	0.0572	0.0179	0.0298	0.0099	0	0.004	0	0.007

A.10 Perfiles utilizados sobre emisiones de vehículos.

Especie	CTE		CTS		CTO		ANE		ANS	
	Conc	±Inc								
Na	0.0073	0.0018	0.0092	0.0019	0.0034	0.004	0.0059	0.0024	0.0072	0.0023
Mg	0.0067	0.001	0.0031	0.0008	0.0068	0.001	0.0053	0.0011	0.006	0.0011
Al	0.0523	0.0039	0.0391	0.0029	0.0356	0.0027	0.0357	0.0029	0.0382	0.0031
Si	0.1734	0.0127	0.1272	0.0093	0.1155	0.0084	0.1349	0.0104	0.1252	0.0098
P	0.0012	0.0002	0.0015	0.0002	0.0035	0.0003	0.0009	0.0002	0.0014	0.0002
S	0.0064	0.0005	0.0073	0.0006	0.0065	0.0005	0.0063	0.0005	0.0093	0.0008
Cl	0.0018	0.0003	0.0035	0.0004	0.0021	0.0003	0.0023	0.0004	0.0059	0.0006
K	0.0141	0.0011	0.0093	0.0007	0.0075	0.0006	0.0103	0.0009	0.01	0.0009
Ca	0.0613	0.0045	0.0528	0.0039	0.0435	0.0032	0.0984	0.0076	0.0721	0.0057
Ti	0.0032	0.0009	0.003	0.0009	0.0065	0.001	0.0012	0.0018	0.003	0.0013
V	0	0.0005	0.0001	0.0005	0	0.0005	0	0.0009	0.0002	0.0007
Cr	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0006	0.0001	0	0.0003	0.0001	0.0002
Mn	0.0008	0.0001	0.0006	0.0001	0.0005	0.0001	0.0004	0.0001	0.0006	0.0001
Fe	0.0343	0.0025	0.0279	0.002	0.0352	0.0026	0.0221	0.0017	0.0259	0.002
Co	0.0002	0.0006	0.0001	0.0005	0.0002	0.0006	0.0002	0.0004	0.0002	0.0004
Ni	0	0.0001	0	0	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001
Cu	0.0002	0	0.0003	0	0.0003	0	0.0002	0.0001	0.0005	0.0001
Zn	0.0012	0.0001	0.0013	0.0001	0.0029	0.0002	0.0011	0.0001	0.0015	0.0001
Ga	0.0001	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0.0001	0.0001
Ge	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
As	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0002	0	0.0002	0	0.0002
Se	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001
Br	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001
Rb	0.0001	0	0	0	0	0	0	0.0001	0	0.0001
Sr	0.0004	0	0.0003	0	0.0004	0.0001	0.0003	0.0001	0.0004	0.0001
Y	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001
Zr	0.0002	0.0001	0.0002	0.0001	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
Mo	0	0.0001	0.0001	0.0001	0	0.0001	0.0001	0.0002	0.0001	0.0002
Pd	0	0.0004	0	0.0004	0	0.0004	0.0001	0.0006	0	0.0006
Ag	0	0.0005	0	0.0005	0.0001	0.0005	0	0.0007	0	0.0007
Cd	0.0001	0.0005	0.0001	0.0005	0	0.0005	0	0.0007	0.0003	0.0007
In	0	0.0006	0.0004	0.0006	0	0.0006	0.0001	0.0008	0	0.0008
Sn	0.0002	0.0007	0.0002	0.0007	0.0005	0.0007	0.0001	0.0011	0	0.001
Sb	0	0.0008	0	0.0008	0.0002	0.0008	0	0.0012	0.0002	0.0012
Ba	0.0019	0.0023	0.0014	0.0029	0.003	0.0023	0.0029	0.0034	0.0004	0.0041
La	0	0.0041	0	0.0041	0	0.0041	0.0021	0.006	0	0.0057
Hg	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0002	0	0.0002
Pb	0.0003	0.0001	0.0003	0.0001	0.0006	0.0001	0.0003	0.0002	0.0005	0.0002
B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Li	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Au	0	0.0001	0.0001	0.0002	0	0.0002	0	0.0003	0	0.0003
Tl	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0002	0	0.0002
Ur	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0002	0	0.0002

F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cl2	0.0017	0.0012	0.0033	0.0013	0.001	0.0012	0.0018	0.0018	0.0046	0.0019
NO3	0.002	0.0012	0.0023	0.0012	0.0015	0.0011	0.0025	0.0018	0.0034	0.0018
SO4	0.0113	0.0015	0.0167	0.0019	0.0079	0.0013	0.0108	0.002	0.0192	0.0024
Na2	0.0017	0.0012	0.0016	0.0012	0.0011	0.0011	0.0012	0.0017	0.0013	0.0017
NH4	0.0056	0.001	0.007	0.0011	0.0041	0.0009	0.0059	0.0014	0.0083	0.0015
K2	0.004	0.0009	0.004	0.001	0.0017	0.0009	0.0029	0.0014	0.0048	0.0014
OC	0.0921	0.0301	0.1518	0.0325	0.1317	0.0306	0.1849	0.0466	0.2261	0.0472
EC	0.0089	0.0074	0.0276	0.0087	0.0094	0.0073	0.0186	0.0114	0.0314	0.0119

A.11 Perfiles utilizados sobre emisiones de vehículos.

Especie	PNT		PCN		PCX		PZM		CHT	
	Conc	±Inc								
Na	0.0052	0.0021	0.0048	0.0064	0.0056	0.0024	0.0004	0.0077	0.0002	0.0028
Mg	0.0039	0.001	0.0093	0.0016	0.0064	0.0012	0.0071	0.0018	0.0007	0.0007
Al	0.0396	0.0031	0.0416	0.0035	0.0437	0.0035	0.0362	0.0034	0.0057	0.0006
Si	0.1415	0.0106	0.1483	0.0118	0.147	0.0112	0.1171	0.0103	0.0218	0.0013
P	0.001	0.0002	0.0008	0.0003	0.0009	0.0002	0.0027	0.0004	0.001	0.0002
S	0.0081	0.0007	0.0072	0.0007	0.0079	0.0007	0.0083	0.0009	0.032	0.0017
Cl	0.0037	0.0005	0.0045	0.0006	0.0021	0.0004	0.0033	0.0007	0.0012	0.0005
K	0.011	0.0009	0.0114	0.001	0.0099	0.0008	0.0115	0.0012	0.0035	0.0003
Ca	0.0758	0.0057	0.0546	0.0045	0.054	0.0042	0.0641	0.0059	0.0113	0.0007
Ti	0.0021	0.0012	0.0028	0.0018	0.0022	0.0014	0.0009	0.0034	0.0005	0.0009
V	0	0.0008	0	0.0009	0	0.0008	0	0.0013	0.0005	0.0004
Cr	0	0.0002	0.0001	0.0002	0.0001	0.0002	0.0001	0.0003	0	0.0001
Mn	0.0006	0.0001	0.0006	0.0001	0.0007	0.0001	0.0006	0.0002	0.0003	0.0001
Fe	0.0301	0.0023	0.0356	0.0028	0.0379	0.0029	0.0289	0.0025	0.0125	0.0007
Co	0.0002	0.0005	0	0.0006	0.0002	0.0006	0.0001	0.0005	0	0.0002
Ni	0.0001	0	0	0.0001	0	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0
Cu	0.0003	0.0001	0.0004	0.0001	0.0003	0.0001	0.0003	0.0001	0.0007	0.0001
Zn	0.0013	0.0001	0.0016	0.0002	0.0013	0.0001	0.0021	0.0002	0.0018	0.0001
Ga	0	0.0001	0.0001	0.0002	0	0.0001	0.0001	0.0003	0	0.0001
Ge	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
As	0	0.0002	0.0001	0.0002	0	0.0002	0	0.0003	0	0.0001
Se	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0002	0	0
Br	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0.0001	0
Rb	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0
Sr	0.0004	0.0001	0.0004	0.0001	0.0004	0.0001	0.0003	0.0001	0.0001	0
Y	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0002	0	0.0001
Zr	0.0001	0.0001	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002	0	0.0001
Mo	0	0.0002	0	0.0003	0	0.0002	0	0.0004	0	0.0001
Pd	0.0001	0.0005	0.0001	0.0008	0	0.0006	0	0.0011	0	0.0003
Ag	0	0.0006	0.0002	0.0009	0	0.0008	0	0.0013	0.0001	0.0004
Cd	0	0.0007	0	0.001	0	0.0008	0.0004	0.0014	0	0.0004
In	0	0.0008	0.0001	0.0011	0.0003	0.0009	0	0.0017	0.0001	0.0005
Sn	0.0001	0.001	0	0.0014	0.0002	0.0012	0.0005	0.0021	0.0001	0.0006
Sb	0	0.0011	0	0.0016	0	0.0014	0	0.0024	0	0.0007
Ba	0.0023	0.0038	0.002	0.0057	0.0032	0.0048	0.0054	0.0084	0.0012	0.0026
La	0.0017	0.0054	0	0.008	0.0005	0.0067	0	0.0118	0.0005	0.0035
Hg	0	0.0002	0	0.0002	0.0001	0.0002	0	0.0003	0	0.0001
Pb	0.0005	0.0002	0.0007	0.0002	0.0008	0.0002	0.001	0.0003	0.0007	0.0001
B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Li	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Au	0	0.0002	0	0.0003	0	0.0003	0.0003	0.0004	0	0.0001
Tl	0	0.0002	0	0.0002	0	0.0002	0	0.0003	0	0.0001
Ur	0	0.0001	0	0.0002	0	0.0002	0	0.0003	0	0.0001

F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cl2	0.0018	0.0015	0.0024	0.0023	0.0014	0.0018	0.0007	0.0033	0.0029	0.001
NO3	0.0028	0.0015	0.0027	0.0023	0.0026	0.0018	0.0029	0.0033	0.0816	0.0064
SO4	0.0143	0.0019	0.0134	0.0025	0.0134	0.0021	0.0096	0.0034	0.0797	0.007
Na2	0.0015	0.0015	0.0016	0.0022	0.0014	0.0018	0.0019	0.0033	0.0014	0.0002
NH4	0.0058	0.0013	0.0059	0.0018	0.0039	0.0014	0.0042	0.0026	0.0497	0.0039
K2	0.0032	0.0012	0.0031	0.0018	0.0027	0.0014	0.0039	0.0026	0.003	0.0012
OC	0.1524	0.0398	0.0652	0.0573	0.0987	0.0462	0.1611	0.0849	0.472	0.0283
EC	0.0292	0.0105	0.0066	0.0141	0.0234	0.0119	0.0721	0.0237	0.2514	0.0163

A.12 Perfiles utilizados sobre emisiones de vehículos.

Especie	NAT		IYN		CRN		XRD		CNN	
	Conc	±Inc								
Na	0	0.0023	0.0016	0.0063	0	0.0012	0	0.0066	0.0007	0.003
Mg	0.002	0.0003	0.0005	0.0018	0.0004	0.0002	0.0004	0.0016	0	0.001
Al	0.0168	0.0007	0.0044	0.0012	0.002	0.0002	0.0053	0.0012	0.0023	0.0004
Si	0.0606	0.0025	0.0101	0.0018	0.006	0.0004	0.0117	0.0016	0.0089	0.0007
P	0	0.0002	0.0006	0.0006	0	0.0002	0.0006	0.0005	0.0001	0.0003
S	0.0246	0.001	0.0394	0.0034	0.0221	0.0012	0.0263	0.0024	0.0275	0.0017
Cl	0.0042	0.0002	0.0004	0.0011	0.0043	0.0003	0.0008	0.0007	0.0015	0.0004
K	0.0077	0.0003	0.0036	0.0006	0.0023	0.0001	0.009	0.0009	0.0031	0.0002
Ca	0.0449	0.0019	0.0048	0.0012	0.0061	0.0004	0.0059	0.0012	0.0037	0.0004
Ti	0.0022	0.0003	0.0004	0.0025	0.0001	0.0003	0.0005	0.0025	0	0.0007
V	0.0006	0.0001	0.0005	0.001	0	0.0001	0.0002	0.001	0.0003	0.0003
Cr	0.0002	0	0.0001	0.0003	0	0	0	0.0003	0	0.0001
Mn	0.0008	0	0.0004	0.0002	0.0001	0	0.0002	0.0002	0.0004	0
Fe	0.0415	0.0017	0.0068	0.001	0.0107	0.0006	0.0044	0.0008	0.0039	0.0003
Co	0	0.0004	0	0.0002	0	0.0001	0	0.0002	0	0.0001
Ni	0.0002	0	0.0001	0.0001	0	0	0.0001	0.0001	0.0001	0
Cu	0.0014	0.0001	0.0004	0.0001	0.0002	0	0.0002	0.0001	0.0009	0.0001
Zn	0.0058	0.0002	0.0016	0.0002	0.0009	0.0001	0.0012	0.0001	0.0034	0.0002
Ga	0	0	0	0.0002	0	0	0	0.0002	0	0.0001
Ge	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
As	0.0001	0.0003	0	0.0003	0	0.0001	0	0.0003	0.0001	0.0002
Se	0	0	0	0.0001	0	0	0	0.0001	0.0001	0
Br	0.0001	0	0.0001	0.0001	0.0001	0	0.0002	0.0001	0.0001	0
Rb	0	0	0	0.0001	0	0	0	0.0001	0	0
Sr	0.0007	0	0.0001	0.0001	0.0001	0	0	0.0001	0	0
Y	0	0	0	0.0001	0	0	0	0.0001	0	0
Zr	0.0002	0	0	0.0002	0	0	0	0.0002	0	0
Mo	0.0001	0	0	0.0003	0	0	0	0.0003	0	0.0001
Pd	0	0.0001	0	0.0009	0	0.0001	0	0.0009	0	0.0003
Ag	0	0.0002	0.0002	0.001	0	0.0001	0.0004	0.001	0.0001	0.0003
Cd	0.0001	0.0002	0.0001	0.0011	0	0.0001	0.0001	0.0011	0	0.0003
In	0	0.0002	0.0001	0.0013	0	0.0001	0.0003	0.0013	0	0.0004
Sn	0.0002	0.0002	0.0001	0.0016	0	0.0002	0.0004	0.0016	0.0001	0.0005
Sb	0.0004	0.0002	0	0.0019	0	0.0002	0	0.0019	0	0.0005
Ba	0.0029	0.0008	0.0006	0.0069	0.0005	0.0007	0.0007	0.0069	0.0009	0.002
La	0.0001	0.0014	0.0001	0.0092	0.0001	0.001	0.0005	0.0093	0.0006	0.0026
Hg	0	0	0	0.0003	0	0	0	0.0003	0	0.0001
Pb	0.0029	0.0001	0.0006	0.0003	0.0009	0.0001	0.0005	0.0003	0.0014	0.0001
B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Li	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Au	0	0.0001	0	0.0003	0	0	0	0.0003	0	0.0001
Tl	0	0.0001	0	0.0003	0	0	0	0.0003	0	0.0001
Ur	0	0	0	0.0003	0	0	0	0.0003	0	0.0001
F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cl2	0.0062	0.0006	0.0026	0.0031	0.0065	0.0006	0.0034	0.0033	0.0036	0.0009

NO3	0.1312	0.0081	0.098	0.0118	0.0579	0.0043	0.0342	0.0047	0.1672	0.014
SO4	0.0791	0.0052	0.1139	0.0151	0.0886	0.0063	0.0722	0.0091	0.0727	0.0082
Na2	0.0056	0.0002	0.0016	0.0005	0.0011	0.0001	0.0013	0.0005	0.0039	0.0003
NH4	0.0484	0.0028	0.0634	0.0079	0.0517	0.0036	0.0304	0.0048	0.0757	0.0062
K2	0.004	0.0006	0.0034	0.0037	0.0019	0.0004	0.0072	0.004	0.0023	0.0011
OC	0.3887	0.0178	0.4191	0.0624	0.713	0.0423	0.5623	0.0613	0.3981	0.028
EC	0.1524	0.007	0.2674	0.0349	0.0533	0.0034	0.2564	0.0258	0.2501	0.0176

A.13 Perfiles utilizados sobre emisiones de vehículos.

Especie	CNS		CCS		CCL		TOS		TOL	
	Conc	±Inc								
Na	0	0.001	0.0048	0.0025	0	0.0025	0.0001	0.0002	0	0.0065
Mg	0	0.0003	0.0014	0.0006	0	0.0008	0	0.0001	0.0006	0.0015
Al	0.0006	0.0001	0.0061	0.0007	0.0002	0.0004	0.0002	0	0.0062	0.0012
Si	0.0009	0.0002	0.0206	0.0015	0.0005	0.0005	0.0008	0.0001	0.0195	0.0021
P	0.0002	0.0001	0.0003	0.0003	0	0.0002	0	0	0.0016	0.0004
S	0.0062	0.0004	0.0182	0.0012	0.0014	0.0004	0.0025	0.0002	0.0098	0.0011
Cl	0.0031	0.0002	0.0021	0.0003	0.0003	0.0003	0.0009	0.0001	0.001	0.0005
K	0.0051	0.0003	0.0069	0.0005	0.0002	0.0002	0.0002	0	0.0051	0.0006
Ca	0.0008	0.0001	0.0096	0.0008	0.0003	0.0004	0.0005	0	0.009	0.0013
Ti	0	0.0003	0.0007	0.0013	0	0.001	0	0.0001	0.0005	0.0025
V	0	0.0001	0.0001	0.0005	0	0.0004	0	0	0.0001	0.001
Cr	0	0	0	0.0001	0	0.0001	0	0	0.0001	0.0003
Mn	0	0	0.0003	0.0001	0	0.0001	0	0	0.0002	0.0001
Fe	0.0003	0.0001	0.0087	0.0006	0.0002	0.0002	0.0003	0	0.007	0.0008
Co	0	0	0	0.0001	0	0.0001	0	0	0	0.0002
Ni	0	0	0	0.0001	0	0	0	0	0.0001	0.0001
Cu	0	0	0.0003	0.0001	0	0.0001	0	0	0.0016	0.0002
Zn	0.0002	0	0.0015	0.0001	0	0.0001	0	0	0.0021	0.0002
Ga	0	0	0	0.0001	0	0.0001	0	0	0	0.0002
Ge	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
As	0	0	0	0.0001	0	0.0001	0	0	0	0.0003
Se	0	0	0	0.0001	0	0.0001	0	0	0	0.0001
Br	0	0	0.0001	0	0	0	0	0	0.0001	0.0001
Rb	0	0	0	0.0001	0	0	0	0	0	0.0001
Sr	0	0	0.0001	0	0	0	0	0	0.0001	0.0001
Y	0	0	0	0.0001	0	0.0001	0	0	0	0.0001
Zr	0	0	0	0.0001	0	0.0001	0	0	0	0.0002
Mo	0	0	0	0.0002	0	0.0001	0	0	0	0.0003
Pd	0	0.0001	0	0.0005	0	0.0004	0	0	0	0.0009
Ag	0.0001	0.0001	0.0002	0.0005	0	0.0004	0	0	0.0003	0.001
Cd	0	0.0001	0.0001	0.0005	0	0.0004	0	0	0	0.0011
In	0	0.0002	0	0.0006	0	0.0005	0	0	0	0.0012
Sn	0	0.0002	0.0001	0.0008	0	0.0006	0	0	0	0.0016
Sb	0	0.0002	0.0001	0.001	0	0.0007	0	0	0	0.0019
Ba	0.0001	0.0009	0.0005	0.0036	0.0001	0.0028	0	0.0002	0.0009	0.0069
La	0.0003	0.0012	0.0005	0.0048	0	0.0037	0	0.0002	0	0.0093
Hg	0	0	0	0.0001	0	0.0001	0	0	0.0001	0.0003
Pb	0	0	0.0005	0.0001	0	0.0001	0	0	0.0006	0.0003
B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Li	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Au	0	0	0	0.0002	0	0.0001	0	0	0	0.0003
Tl	0	0	0	0.0001	0	0.0001	0	0	0	0.0003
Ur	0	0	0	0.0001	0	0.0001	0	0	0	0.0003
F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cl ₂	0.006	0.0006	0.0032	0.0014	0.0005	0.0001	0.0002	0.0001	0.0022	0.003

NO3	0.0109	0.0008	0.0715	0.0058	0.002	0.0002	0.0063	0.0006	0.035	0.0045
SO4	0.0197	0.0015	0.05	0.0044	0.0024	0.0002	0.0085	0.0007	0.0264	0.0047
Na2	0.0008	0.0001	0.0068	0.0005	0	0	0.0001	0	0.0021	0.0005
NH4	0.0057	0.0006	0.0334	0.0032	0.0009	0.0002	0.0051	0.0004	0.0128	0.0033
K2	0.005	0.0005	0.0052	0.0019	0.0001	0.0002	0.0001	0.0001	0.0044	0.0036
OC	0.8959	0.0538	0.3476	0.0282	0.985	0.0601	0.9699	0.0598	0.5368	0.0573
EC	0.0551	0.0036	0.4312	0.0306	0.008	0.0007	0.007	0.0005	0.3307	0.0324

A.14 Perfiles utilizados sobre las emisiones de gas y carbón.

Especie	TLV		RSA	
	Conc	±Inc	Conc	±Inc
Na	0.0045	0.0058	0.0008	0.0009
Mg	0	0.0015	0.0001	0.0003
Al	0.0039	0.0012	0.0006	0.0002
Si	0.009	0.0016	0.0027	0.0003
P	0.0003	0.0005	0.0002	0.0001
S	0.0101	0.0013	0.0023	0.0002
Cl	0.0019	0.0006	0.0003	0.0001
K	0.0079	0.0009	0.0004	0.0001
Ca	0.0051	0.0012	0.0013	0.0002
Ti	0.0005	0.0027	0.0002	0.0004
V	0.0001	0.0011	0	0.0002
Cr	0.0001	0.0003	0	0
Mn	0.0006	0.0002	0.0001	0
Fe	0.0061	0.0008	0.0009	0.0001
Co	0	0.0002	0	0
Ni	0.0001	0.0001	0	0
Cu	0.0002	0.0001	0.0001	0
Zn	0.0025	0.0002	0.0008	0.0001
Ga	0	0.0002	0	0
Ge	0	0	0	0
As	0.0001	0.0003	0	0.0001
Se	0.0001	0.0001	0	0
Br	0.0005	0.0001	0	0
Rb	0	0.0001	0	0
Sr	0.0001	0.0001	0	0
Y	0	0.0002	0	0
Zr	0	0.0002	0	0
Mo	0	0.0003	0	0
Pd	0	0.001	0	0.0001
Ag	0.0003	0.0011	0	0.0002
Cd	0	0.0011	0	0.0002
In	0.0001	0.0013	0	0.0002
Sn	0.0002	0.0017	0	0.0002
Sb	0.0002	0.002	0	0.0003
Ba	0.0016	0.0074	0.0001	0.001
La	0.0013	0.0099	0	0.0014
Hg	0.0001	0.0003	0	0
Pb	0.0006	0.0003	0.0002	0
B	0	0	0	0
Li	0	0	0	0
Au	0.0001	0.0004	0	0.0001
Tl	0	0.0003	0	0
Ur	0	0.0003	0	0
F	0	0	0	0
Cl2	0.0048	0.0034	0.0003	0.0005

NO3	0.0216	0.0041	0.0035	0.0005
SO4	0.0298	0.0055	0.0032	0.0007
Na2	0.0022	0.0005	0.0004	0.0001
NH4	0.0108	0.0036	0.0008	0.0005
K2	0.0065	0.0042	0.0004	0.0006
OC	0.4325	0.0546	0.691	0.0503
EC	0.4597	0.0464	0.2931	0.0222

A.15 Perfiles utilizados sobre las emisiones de gas y carbón.

Especie	CET		LGJ	
	Conc	±Inc	Conc	±Inc
Na	0.0019	0.0063	0.0006	0.0019
Mg	0.0003	0.0018	0.0002	0.0005
Al	0.0058	0.0013	0.0014	0.0005
Si	0.0141	0.0019	0.0045	0.0006
P	0.0004	0.0007	0.0002	0.0001
S	0.0113	0.0013	0.0039	0.0004
Cl	0.0011	0.0007	0.0007	0.0002
K	0.0087	0.0009	0.0011	0.0002
Ca	0.0063	0.0013	0.002	0.0004
Ti	0.0001	0.0029	0.0001	0.0009
V	0.0001	0.0012	0	0.0004
Cr	0	0.0003	0	0.0001
Mn	0.0004	0.0002	0.0002	0.0001
Fe	0.0069	0.0009	0.0019	0.0003
Co	0	0.0002	0	0.0001
Ni	0.0001	0.0001	0	0
Cu	0.0003	0.0001	0.0001	0
Zn	0.0019	0.0002	0.0013	0.0001
Ga	0	0.0002	0	0.0001
Ge	0	0	0	0
As	0	0.0003	0	0.0002
Se	0	0.0001	0	0
Br	0.0019	0.0002	0	0
Rb	0	0.0001	0	0
Sr	0.0001	0.0001	0	0
Y	0	0.0002	0	0.0001
Zr	0	0.0002	0	0.0001
Mo	0	0.0003	0	0.0001
Pd	0	0.001	0	0.0003
Ag	0	0.0011	0.0001	0.0004
Cd	0.0001	0.0012	0	0.0004
In	0.0002	0.0014	0.0001	0.0005
Sn	0	0.0018	0	0.0006
Sb	0	0.0021	0	0.0007
Ba	0.0017	0.0079	0.0002	0.0025
La	0.0013	0.0106	0.0003	0.0034
Hg	0.0001	0.0003	0	0.0001
Pb	0.0006	0.0003	0.0006	0.0001
B	0	0	0	0
Li	0	0	0	0
Au	0	0.0004	0	0.0001
Tl	0	0.0003	0	0.0001
Ur	0	0.0003	0	0.0001
F	0	0	0	0
Cl2	0.0048	0.0033	0.001	0.0011

NO3	0.0249	0.0042	0.0099	0.0015
SO4	0.0295	0.0054	0.0071	0.0016
Na2	0.0018	0.0005	0.0008	0.0002
NH4	0.0109	0.0036	0.0014	0.0011
K2	0.007	0.0042	0.0008	0.0014
OC	0.4762	0.0566	0.6698	0.0562
EC	0.4045	0.0397	0.2959	0.0255

A.16 Promedio de perfiles de CPV y CNP (PR01); promedio de AMSUL y AMBSUL (PR02).

Especie	PR01		PR02	
	Conc	±Inc	Conc	±Inc
Na	0.0052	0.00265	0	0
Mg	0.0086	0.00095	0	0
Al	0.0473	0.0034	0	0.261
Si	0.15965	0.0114	0.026	0
P	0.00105	0.0001	0	0
S	0.0077	0.0006	0	0
Cl	0.00335	0.0003	0	0
K	0.00995	0.00075	0	0
Ca	0.0648	0.00465	0	0
Ti	0.0027	0.0006	0	0
V	0	0.0004	0	0
Cr	0.00005	0.0001	0	0
Mn	0.00065	0.0001	0	0
Fe	0.03585	0.0026	0	0
Co	0	0.00055	0	0
Ni	0	0	0	0
Cu	0.0001	0	0	0
Zn	0.0008	0.0001	0	0
Ga	0	0.0001	0	0
Ge	0	0	0	0
As	0	0.0001	0	0
Se	0	0	0	0
Br	0	0	0	0
Rb	0.00005	0	0	0
Sr	0.0003	0	0	0
Y	0	0	0	0
Zr	0.00015	0	0	0
Mo	0	0.0001	0	0
Pd	0.00005	0.0002	0	0
Ag	0	0.0003	0	0
Cd	0	0.0003	0	0
In	0.00005	0.00035	0	0
Sn	0.00005	0.0004	0	0
Sb	0.00015	0.0005	0	0
Ba	0.00135	0.0016	0	0
La	0.00175	0.00205	0	0
Hg	0	0.0001	0	0
Pb	0.00035	0.0001	0	0
B	0	0	0	0
Li	0	0	0	0
Au	0	0.0001	0	0
Tl	0	0.0001	0	0
Ur	0	0.0001	0	0

F	0	0	0	0
Cl2	0.00715	0.0011	0	0
NO3	0.00275	0.0008	0	0
SO4	0.0441	0.004	0.781	0.078
Na2	0.00185	0.00085	0	0
NH4	0.0096	0.00105	0.215	0.0215
K2	0.00555	0.0008	0	0
OC	0.12535	0.02325	0	0
EC	0.00835	0.0055	0	0

A.17. Descripción del tipo de fuente y sitio de muestreo de los perfiles presentados en los Anexos A.8 al A.16. Tipos de fuentes de polvo fugitivo (material geológico) recolectado durante 1997-1998 en la ciudad de México City para PM2.5 y análisis de conglomerados. Perfiles tomados de Vega y col. 2010.

	Tipo de fuente	ID	Sitio de muestreo
1	Camino pavimentado (Compuesto de polvo de diferentes sitios).	CPV	La Merced: Av. Congreso de la Unión Xalostoc: Av. Central Xochimilco: Fco. Goytia y México-Xochimilco. Tlalnepantla: Av. Mario Colin
2	Camino sin pavimentar (Compuesto de polvo de diferentes sitios).	CNP	Xalostoc: Calle sin nombre, Av. Central Milpa Alta: Av. Acueducto y Cuauhtémoc Texcoco: Calle sin nombre.
18 19 20	Muestras tomadas a nivel del suelo de las emisiones de vehículos de motor. (Compuesto de polvo tomado de avenidas y cruces de caminos usando un dispositivo de vacío).	PNT PCN PCX	Naucalpan: Av. San Luis Tlailco Naucalpan: Av. Circunvalación Xalostoc: Av. Emiliano Zapata y Vía Morelos.
13 14 15 16 17	Muestras tomadas a nivel del suelo de las emisiones de vehículos de motor (Compuesto de polvo tomado en estacionamiento de autos con diesel).	CTE CTS CTO ANE ANS	Vallejo: Av. Vallejo, estacionamiento de trailers (entrada). Vallejo: Av. Vallejo, estacionamiento de trailers (salida). La Presa1: Estacionamiento de Trailer La Presa. Lindavista: Terminal Norte de autobuses interurbanos. Lindavista: Terminal Norte de autobuses interurbanos (salida).
21	Muestras tomadas a nivel del suelo de las emisiones de vehículos de motor. (Compuesto de polvo tomado en avenidas y calles).	PZM	Diferentes sitios en la ciudad de México: La Merced, Xalostoc, Xochimilco, Tlalnepantla.
3	Compuesto de suelos para la agricultura (para la cosecha de papa y maíz).	SAG	Milpa Alta: Colinas del Mayorazgo. Texcoco.
5	Lecho seco de un lago.	ETX	Ex-Vaso de Texcoco.
1	Camino pavimentado (Compuesto de polvo de diferentes sitios).	CPV	La Merced: Av. Congreso de la Unión Xalostoc: Av. Central Xochimilco: Fco. Goytia y México-Xochimilco. Tlalnepantla: Av. Mario Colin
2	Camino sin pavimentar (Compuesto de polvo de diferentes sitios).	CNP	Xalostoc: Calle sin nombre, Av. Central Milpa Alta: Av. Acueducto y Cuauhtémoc Texcoco: Calle sin nombre.
18 19 20	Muestras tomadas a nivel del suelo de las emisiones de vehículos de motor. (Compuesto de polvo tomado de avenidas y cruces de caminos usando un dispositivo de vacío).	PNT PCN PCX	Naucalpan: Av. San Luis Tlailco Naucalpan: Av. Circunvalación Xalostoc: Av. Emiliano Zapata y Vía Morelos.
13 14	Muestras tomadas a nivel del suelo de las emisiones de vehículos de motor	CTE CTS	Vallejo: Av. Vallejo, estacionamiento de trailers (entrada).

15 16 17	(Compuesto de polvo tomado en estacionamiento de autos con diesel).	CTO ANE ANS	Vallejo: Av. Vallejo, estacionamiento de trailers (salida). La Presa1: Estacionamiento de Trailer La Presa. Lindavista: Terminal Norte de autobuses interurbanos. Lindavista: Terminal Norte de autobuses interurbanos (salida).
21	Muestras tomadas a nivel del suelo de las emisiones de vehículos de motor. (Compuesto de polvo tomado en avenidas y calles).	PZM	Diferentes sitios en la ciudad de México: La Merced, Xalostoc, Xochimilco, Tlalnepantla.
3	Compuesto de suelos para la agricultura (para la cosecha de papa y maíz).	SAG	Milpa Alta: Colinas del Mayorazgo. Texcoco.
5	Lecho seco de un lago.	ETX	Ex-Vaso de Texcoco.

Tipo de Fuentes del proceso de combustión de muestras recolectadas durante 1998 en la ciudad de México para PM2.5 y análisis de conglomerados.

Tipo de fuente		ID	Sitio de muestreo
	22	CHT	Túnel Insurgentes, Av. Chapultepec (2 carriles) dirección de este a oeste. Emisiones de vehículos ligeros. Longitud 300 m, Altura 4 m.
Escape de vehículos de motor en carretera.	23	NAT	Túnel Naucalpan, Av. Independencia y Av. San Luis Tlatilco Emisiones de vehículos ligeros y pesados. Longitud 200 m, altura variable de 6-9 m, 4 carriles en una sola dirección (Norte a Sur).
(Compuesto de emisiones de tráfico de vehículos ligero y pesado en cruceros, avenidas y túneles).	24	IYN	Crucero de la Av. Insurgentes (3 carriles) dirección Sur a Norte y Niza (4 carriles). Emisiones de vehículos ligero y transporte urbano pesado.
	25	CRN	Crucero en Naucalpan: Av. San Luis Tlatilco (6 carriles, Norte-Sur), Av. Circunvalación (3 carriles) y Av. Primero de Mayo. Emisiones de vehículos ligero y pesado.
	26	XRD	Crucero Xalostoc localizado en Av. Emiliano Zapata (3 carriles, Norte-Sur) y Vía Morelos (4 carriles, Este-Oeste). Emisiones de vehículos ligeros y transporte urbano pesado.
Escape de vehículos con diesel (Compuesto por emisiones de vehículos pesados dentro del estacionamiento).	29 30	CCS CCL	Estacionamiento de transporte pesado en Vallejo. Muestreo en la entrada (CCS) y salida (CCL) del estacionamiento de trailers.
	27 28	CNN CNS	Estación Norte de autobuses interurbanos. Emisiones de diesel de los autobuses urbanos. Los muestreadores se localizaron en el estacionamiento (CNN) y por la salida (CNS) localizada detrás del Eje Central Lázaro Cárdenas.
	32 31	TOL TOS	Emisiones de 1 (TOL) y 4 trailers (TOS) recolectados en el estacionamiento Ochoa localizado en La Presa, Estado de México.
Cocción de alimentos			

(Emisiones provenientes del proceso de cocción de alimentos [producción de tortillas o empanadas de maíz, carne al carbón o frita]).	33	TLV	Tortillería que usan gas licuado, localizado a 45 Metros Av., Lindavista, con un área de 30 m2.
	34	RSA	Restaurant San Antonio que usa carbón como combustible, localizado en Del Valle.
	35	CET	—Carnitasll (Carne de Puerco frita) que usa gas licuado, localizado en Lindavista. Emisiones de alimentos fritos con manteca (carne de puerco, chicharrón de puerco y quesadillas).
	36	LGJ	Pollo asado que usa gas licuado en su proceso, localizado en Etén, Lindavista, con un área de 10 m2.

Apéndice B. En este apéndice se presenta la discusión detallada de cada uno de los pasos involucrados en la metodología del modelo PMF para la obtención de la solución presentada en este trabajo.

PREPARACIÓN DE DATOS

Para las matrices de datos y la de incertidumbre utilizadas en las dos campañas en los años de 2007 y 2008 en los sitios de Escobedo y Santa Catarina se hicieron las siguientes consideraciones en base a lo discutido en el capítulo 3 de metodología.

Existen varias herramientas que son de gran utilidad para decidir si ciertas especies químicas deben ser excluidas del análisis (esto es debido al aumento de la incertidumbre o una baja relación señal-ruido). Cabe mencionar que todos los cambios y supresiones deben ser reportados con la solución final.

Selección de especies

- **Relación señal-ruido (S/N):** indica si la variabilidad en las mediciones es real o dentro del ruido de los datos.
- **Mínimo (Min):** valor mínimo de concentración.
- **Percentil 25th.**
- **Mediana: Percentil 50th.**
- **Percentil 75th.**
- **Máximo (Max):** máximo valor reportado.

En base al conocimiento y estadísticas de los datos, se puede categorizar una especie como “débil”, “mala” o “fuerte”. Directrices para el uso de la relación señal-ruido para determinar una categorización de las especies se presenta en (Paatero y Hopke., 2003); ellos sugirieron categorizar una especie como “mala” si la señal de ruido es menor de 0.2 y “débil” si la relación señal-ruido es mayor de 0.2 pero menor de 2. Las especies con baja señal-ruido y/o un alto porcentaje de datos por debajo del límite de detección probablemente no proporcionan suficiente variabilidad en las concentraciones para contribuir significativamente a la identificación de factores y contribuirá al ruido dentro de los resultados. Una clasificación “débil” triplica la incertidumbre y la clasificación “mala” excluyen a las especies del resto del análisis.

Mediciones duplicadas

La justificación común que se da para la exclusión de especies duplicadas es para evitar la doble contabilidad ya sea de pares de elementos y/o especies iónicas.

Conteo de los datos faltantes

Se utilizó la técnica descrita por (Huang y col., 199; Zhao y Hopke., 2004) para el conteo de datos faltantes que consiste en eliminar las especies (columnas de la matriz de datos) esta técnica se utiliza cuando faltan un número importante de las observaciones de las especies.

Reparto de la masa total PM.

Se incluyó la masa total PM como una especie en la matriz de datos.

La Tabla B.1 y B.2 muestran la preparación de datos utilizados en el programa PMF en los sitios de Escobedo y Santa Catarina para la campaña de otoño de 2007.

Tabla B.1 Preparación de datos para el sitio de Escobedo 2007.

Preparación de datos	
Especies de relevancia	<ul style="list-style-type: none">• Clasificación mala: $0 < S/N < 0.2$.• Clasificación débil: $0.2 < S/N < 2$.• Clasificación fuerte: $S/N > 2$.
Mediciones duplicadas	S, Cl ⁺² , K, Na ⁺²
Datos faltantes (especies eliminadas)	P, Co, Ga, Ge, Rb, Y, Zr, Mo, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Ba, La, Hg, B, Li, Au, Tl, Ur, F.
Reparto de la masa total PM	Se incluyó a la masa total PM _{2.5} en ambas matrices

Tabla B.2 Preparación de datos para el sitio de Santa Catarina de 2007.

Preparación de datos	
Especies de relevancia	<ul style="list-style-type: none"> • Clasificación mala: $0 < S/N < 0.2$. • Clasificación débil: $0.2 < S/N < 2$. • Clasificación fuerte: $S/N > 2$.
Mediciones duplicadas	S, Cl ⁺² , K, Na ⁺²
Datos faltantes (especies eliminadas)	P, Co, Ga, Ge, Rb, Y, Zr, Mo, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Ba, La, Hg, B, Li, Au, Tl, Ur, F.
Reparto de la masa total PM	Se incluyó a la masa total PM _{2.5} en ambas matrices

Las Tablas B.3 y B.4 muestran la preparación de datos utilizados en el programa PMF en los sitios de Escobedo y Santa Catarina para la campaña de verano de 2008.

Tabla B.3 Preparación de datos para el sitio de Escobedo 2008.

Preparación de datos	
Especies de relevancia	<ul style="list-style-type: none"> • Clasificación mala: $0 < S/N < 0.2$. • Clasificación débil: $0.2 < S/N < 2$. • Clasificación fuerte: $S/N > 2$.
Mediciones duplicadas	S, K ⁺²
Datos faltantes	P, Cl, Cr, Co, Ni, Ga, Ge, Se, Y, Mo, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Ba, B, Li, Au, Tl, Ur, F.
Reparto de la masa total PM	Se incluyó a la masa total PM _{2.5} en ambas matrices

Tabla B.4 Preparación de datos para el sitio de Santa Catarina 2008.

Preparación de datos	
Especies de relevancia	<ul style="list-style-type: none"> • Clasificación mala: $0 < S/N < 0.2$. • Clasificación débil: $0.2 < S/N < 2$. • Clasificación fuerte: $S/N > 2$.
Mediciones duplicadas	S, K ⁺²
Datos faltantes	P, Cl, Co, Ni, Ga, Y, Mo, Pd, Ag, In, Sb, Ba B, Li, Au, Tl, Ur, F.
Reparto de la masa total PM	Se incluyó a la masa total PM _{2.5} en ambas matrices

Calcular la Matriz de incertidumbre σ

Se utilizaron las matrices de incertidumbre de las dos campañas de monitoreo en los dos municipios de la ciudad de Monterrey: Escobedo y Santa Catarina en otoño de 2007 y verano 2008. Por lo que en esta parte de la preparación de datos ya no fue necesario el cálculo de la matriz de incertidumbre necesaria para la ejecución del modelo en dichas campañas.

Cabe mencionar que el PMF, permite añadir una “incertidumbre extra de modelado” (0-25%) que se aplica a todas las especies. Este valor incluye errores que no se consideran en las mediciones o errores de laboratorio. Finalmente también se puede seleccionar una “Variable Total” si los datos utilizados son los componentes de PM_{2.5}, la variable total sería PM_{2.5}. La variable total no debe tener una gran influencia en la solución, se le deba dar una incertidumbre alta. Cuando una especie se ha seleccionado como variable total su clasificación cambia automáticamente a “débil”.

ANÁLISIS PMF

Una vez que se tienen los datos preparados para los sitios en las dos campañas de monitoreo de 2007 y 2008, procederemos a realizar el análisis PMF.

Seleccionar el número de factores

Para Escobedo y Santa Catarina tanto en 2007 como en 2008, el número de factores escogidos fueron siete, típicamente los factores resueltos por el PMF son referidos como las fuentes de contribución. Los factores PMF resueltos para cada uno de los sitios presentan marcadores que generalmente caracterizan a las diferentes fuentes de contribución. El suelo contiene los elementos característicos Al, Si, K, Ca, Ti y Fe (Watson y col., 2001a, 2001b). Los metales pesados que aparecen en varios de los factores sugieren emisiones industriales. Factores compuestos de elementos K, Cl, Sn, Br y H indican la quema de biomasa en la que H es un marcador para los compuestos orgánicos (Miranda y col., 1996; Malm y col., 1994). Las sales de potasio, tales como KCl, se encuentran comúnmente en las emisiones de partículas procedentes de la quema de vegetación (Li y col., 2003; Hand y col., 2005). El perfil de origen del vehículo de motor (diesel mezclado y escape del motor de gasolina) se caracteriza por los altos contenidos de carbono negro y azufre (Maricq y col., 2002; Kim y col., 2003b; Begum y col., 2004). Esta fuente también se mezcla con los elementos de la corteza Mg, Al, Si, y Fe lo que sugiere el escape de los vehículos se mezcla con el polvo de la carretera resuspendido. Además, algunos sulfatos y nitratos fueron a menudo atribuibles a las fuentes de combustión mediante los modelos de análisis de factores, como precursores gaseosos tales como NO_x y SO₂ son a menudo emitidos por la combustión. El Zn ha sido trazado a los neumáticos y al desgaste de los frenos (Smolders y Degryse., 2002; Lin y col., 2005). Las Tablas B.5 y B.6 muestran los principales trazadores identificados en cada una de las fuentes en los sitios de Escobedo y Santa Catarina en la campaña de otoño de 2007.

Tabla B.5 Factores resueltos por el PMF para Escobedo 2007.

FACTOR	ELEMENTOS
1. Suelo	Al, Mg, Si, Ca, Ti, Mn, Fe
2. Industria	Al, Ti, Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, Sb, Pb
3. (NH₄)₂SO₄	SO ₄ , NH ₄
4. Emisiones de gasolina	Zn, Se, carbono orgánico, carbono elemental, K ⁺² SO ₄ .
5. NH₄NO₃	NH ₄ , NO ₃
6. Diesel	Cu, As, Sr, NO ₃ , K ⁺² , carbono orgánico.
7. Cocción	Carbono orgánico y carbono elemental

Tabla B.6 Factores resueltos por el PMF para Santa Catarina 2007.

FACTOR	ELEMENTOS
1. Diesel	Cu, Sb, carbono orgánico, carbono elemental, Fe.
2. Suelo	Na, Mg, Al, Si, Ca, Ti, Mn, Fe.
3. Industria	V, As, Sb.
4. (NH₄)₂SO₄	SO ₄ , NH ₄
5. NH₄NO₃	NH ₄ , NO ₃
6. Emisiones de Gasolina	Carbono orgánico, carbono elemental, K ⁺² , Pb, Sr, SO ₄
7. Cocción	Carbono orgánico, carbono elemental, Cl, Cr, Ni, Br.

Las Tablas B.7 y B.8 muestran los principales trazadores identificados en cada una de las fuentes en los sitios de Escobedo y Santa Catarina en la campaña de verano de 2008.

Tabla B.7 Factores resueltos por el PMF para Escobedo 2008.

FACTOR	ELEMENTOS
1. Cocción	Br, carbono orgánico, carbono elemental, TC.
2. Diesel	V, Sr, carbono orgánico, carbono elemental, TC.
3. Emisiones de Gasolina	Carbono orgánico, carbono elemental, TC, Na ⁺² , Pb, Zr, As.
4. (NH ₄) ₂ SO ₄	SO ₄ , NH ₄
5. Industria	As, Sr, Hg, Cl ⁺² .
6. Suelo	Mg, Al, Si, K, Ti, Fe, Cu, La.
7. NH ₄ NO ₃	NH ₄ , NO ₃ .

Tabla B.8 Factores resueltos por el PMF para Santa Catarina 2008.

FACTOR	ELEMENTOS
1. NH ₄ NO ₃	NH ₄ , NO ₃ .
2. Cocción	TC, EC, OC.
3. Industria	V, Cl ⁺² , Na ⁺² , Cr, Ge
4. (NH ₄) ₂ SO ₄	SO ₄ , NH ₄
5. Emisiones de Gasolina	Cu, Zn, Se, Pb, NO ₃ , carbono orgánico, carbono elemental, TC.
6. Diesel	Cu, Se, Br, Pb, Cl ⁺² , carbono elemental.
7. Suelo	Al, Si, Ca, Ti, Fe.

Solución rotada

Resultados F_{PEAK}

Aún con las restricciones impuestas por la no-negatividad, puede existir un múltiple (posiblemente infinito) número de matrices F y G que producen el mismo valor mínimo de Q (Henry., 1987). La existencia de esta gama de posibles soluciones es referida como la libertad rotacional y contribuye a la incertidumbre de las soluciones PMF. Discusiones a fondo de las rotaciones y su importancia para el análisis PMF son proporcionadas por (Paatero y col., 2005). En estudios que usan el programa PMF, el método más común de rotación de soluciones es ajustar el parámetro F_{PEAK} , el cual fuerza a las filas y columnas de las matrices F y G a añadir y/o substraer la una de la otra dependiendo del signo del valor F_{PEAK} . Típicamente, las soluciones PMF para múltiples valores de F_{PEAK} son exploradas y los valores resultantes de Q, las matrices F y G, y los residuos a escala son examinados para seleccionar la solución óptima. Típicamente, valores de F_{PEAK} que son seleccionados se encuentran entre -1 y +1 (Hedberg y col., 2005; Han y col., 2006). Los valores positivos F_{PEAK} agudizan la matriz F y manchan la matriz G y los valores negativos de F_{PEAK} manchan la matriz F y agudizan la matriz G. Más detalles de valores positivos y negativos se pueden encontrar en (Paatero., 2000). Adicionalmente, un valor F_{PEAK} de 0 no está permitido.

Evaluando corridas F_{PEAK}

Las corridas F_{PEAK} deben ser vistas como referencia para explorar el espacio completo de la solución PMF escogida. Varios aspectos de la solución deben ser evaluados para entender como los F_{PEAK} cambian la solución PMF. Primero se debe examinar los valores de Q de las corridas F_{PEAK} , para evaluar el incremento del valor Q de la corrida base. En una rotación pura, el valor Q no iba a cambiar porque la rotación es una simple transformación lineal de la solución original. Sin embargo, debido a las restricciones de no-negatividad de PMF, las rotaciones puras no son usualmente posibles y las rotaciones inducidas por F_{PEAK} son rotaciones aproximadas, las cuales no cambian el valor de Q. En general, el cambio en el valor de Q debido a las rotaciones F_{PEAK} por un factor de 10, para pequeños conjuntos de datos o por un factor de 100

para grandes conjuntos de datos es visto como aceptable. Los parámetros F_{PEAK} pueden generar soluciones diferentes a las del modelo base (solución real), sin embargo, de todas las rotaciones hechas para cada sitio se escogió la solución rotada que cumpliera con las restricciones antes mencionadas.

Conteo de datos atípicos

En el sitio de Escobedo del año 2007 se cambió la categorización del Pb (plomo) a mala excluyéndolo así del resto del análisis PMF. Después de realizar esta acción los residuos a escala fuera de la escala antes mencionada solo fue el zinc en un solo día de muestreo. Además de que los valores de Q en la solución rotada son muy cercanos entre sí lo que indica la correcta rotación. Para Santa Catarina de 2007, solo se presentó el selenio fuera de la escala de -2 y +2 en los residuos en la fecha del 9 de diciembre de 2007, por lo que no hubo necesidad de eliminar dicha especie. En el sitio de Santa Catarina del año 2008 no hubo ninguna especie que no se encontrara dentro del intervalo mencionado.

Masa de PM distribuida

Como se mencionó en la sección de selección de especies se incluyó la masa total de $PM_{2.5}$ como la variable total. Para observar esta distribución PM se utilizó la herramienta de gráfico de factor la cual muestra la distribución de cada especie entre los factores resueltos por el PMF. Si un variable total fue escogida bajo el análisis de datos de entrada, la distribución de esta variable a través de los factores será de particular importancia. También se pueden examinar la distribución de ciertas especies clave, como especies tóxicas a través de los factores. La distribución de la masa PM a través de los factores resueltos para cada sitio se muestra en la Tabla B.9.

Tabla B.9 Porcentaje de masa PM_{2.5} distribuida en cada factor.

Escobedo 2007		Santa Catarina 2007		Escobedo 2008		Santa Catarina 2008	
FACTOR	PORCENTAJE	FACTOR	PORCENTAJE	FACTOR	PORCENTAJE	FACTOR	PORCENTAJE
1. SUELO	13.4%	1. DIESEL	11.1%	1.COCCIÓN	16.8%	1.NH ₄ NO ₃	20.8%
2. INDUSTRIA	9.3%	2. SUELO	11.2%	2. DIESEL	16.9%	2.COCCIÓN	12%
3. (NH ₄) ₂ SO ₄	16.5%	3.INDUSTRIA	9.8%	3.EMISIONES DE GASOLINA	9%	3.INDUSTRIA	9.8%
4.EMISIONES DE GASOLINA	17.7%	4. (NH ₄) ₂ SO ₄	24.1%	4. (NH ₄) ₂ SO ₄	17.1%	4. (NH ₄) ₂ SO ₄	21.5%
5. NH ₄ NO ₃	9.3%	5. NH ₄ NO ₃	14.5%	5.INDUSTRIA	6.7%	5.EMISIONES DE GASOLINA	13.5%
6. DIESEL	14.6%	6.EMISIONES DE GASOLINA	18.6%	6.SUELO	21.2%	6.DIESEL	10.2%
7. COCCIÓN	19.2%	7.COCCIÓN	10.7%	7. NH ₄ NO ₃	12.2%	7.SUELO	12.2%

Evaluación de la bondad del ajuste y las incertidumbres del modelo

Corridas base

Las corridas en los modelos son referidas como “corridas base” por el PMF ya que son la base para los análisis avanzados usando bootstrapping o F_{PEAK} . Cada conjunto de corridas base utiliza el mismo modelo de entrada y un valor de inicialización como punto de partida para las iteraciones.

Resumen de la corrida base

Los valores de Q son la bondad del ajuste de los parámetros calculados y una evaluación de que tan bien se ajusta el modelo a los datos de entrada. El valor más bajo ($Q_{ROBUSTA}$) es el valor en negrita y se destaca en forma automática por el programa. El programa incluye la $Q_{ROBUSTA}$ y la $Q_{VERDADERA}$ para cada corrida, así como la corrida convergente. $Q_{ROBUSTA}$ es el parámetro de bondad de ajuste calculado excluyendo los valores extremos, definidos como muestras para los cuales la escala residual es mayor de 4 y la $Q_{VERDADERA}$ es calculada incluyendo todos los puntos. La $Q_{TEÓRICA}$ no es calculada por el PMF pero puede ser aproximada como $nm - p(n+m)$,
Maestría en Ciencias en Ingeniería Química

donde n es el número de especies, m es el número de muestras en el conjunto de datos, y p es el número de factores provistos por el modelo. Soluciones donde $Q_{\text{VERDADERA}}$ es 1.5 veces mayor que la Q_{ROBUSTA} indican que los eventos pico pueden influir desproporcionadamente en el modelo. Solo las soluciones convergentes se deben investigar más utilizando las herramientas disponibles en el programa PMF. La falta de convergencia implica que el modelo no encontró ningún mínimo. Varios aspectos pueden ocasionar la no convergencia, incluidas las incertidumbres demasiado bajas, especificadas incorrectamente o parámetros de entrada inadecuados. Comparando los valores de $Q_{\text{TEÓRICA}}$ con los obtenidos para Q_{ROBUSTA} en Escobedo de 2007 y Santa Catarina los valores de $Q_{\text{TEÓRICA}}$ son menores que los obtenidos para Q_{ROBUSTA} . Mientras que en Escobedo de 2008 la $Q_{\text{TEÓRICA}}$ es aproximadamente 0.8 veces mayor que el valor obtenido para la Q_{ROBUSTA} , en Santa Catarina de 2008 es de ~ 1.3 veces mayor. Soluciones donde $Q_{\text{TEÓRICA}}$ es 1.5 veces mayor que la Q_{ROBUSTA} indican que los eventos pico pueden influir desproporcionadamente en el modelo. Por lo que la influencia de estos eventos no tendrá relevancia en la solución del modelo. La influencia de estos eventos pico presentes en los datos de entrada no tendrá relevancia en la solución del modelo para las dos campañas en los años de 2007 y 2008 de acuerdo a la comparación entre los valores anteriores de Q .

Análisis Residuales

Estos gráficos son útiles para determinar que tan bien el modelo se ajuste a cada especie. Si una especie tiene muchos residuos a escala grandes o muestran una curva no-normal, puede ser una indicación de un mal ajuste. Todos los residuos están entre -2 y +2 (Liu y col., 2003; Wang y Shooter., 2005). En el sitio de Escobedo de 2007 se observó que la especie plomo (Pb) en tres de los días de muestreo presenta residuos a escala más allá de los límites antes mencionados. Si disminuimos este límite a -2 y +2, se observa que el plomo presenta residuos a escala fuera de este último límite en cinco días por lo que tiene un mal ajuste y se procede a cambiar su categorización a especie mala lo cual eliminará a dicha especie del resto del análisis. Con esto obtenemos una nueva tabla de con los valores de Q y con los residuos a escala, observando un mejor ajuste por parte del modelo. Para Santa Catarina de 2007, solo el selenio en la fecha

del 9 de diciembre de 2007 no se ajustó a esta escala, esto es un buen indicativo del ajuste del modelo PMF. Por otro lado, en la campaña de Santa Catarina no hubo ninguna especie que estuviera fuera de la escala de residuos antes mencionada. Así como en Escobedo 2008 no se presentó ninguna especie fuera del límite. Existen varios parámetros estadísticos que son calculados usando las concentraciones observadas y predichas para indicar como cada especie fue ajustada por el modelo. Las estadísticas mostradas son: el coeficiente de determinación (r^2), intercepto, intercepto EE (error estándar), pendiente, pendiente EE (error estándar) y el error estándar. También se indica si los residuos están distribuidos normalmente, determinado por la prueba Kolmogorov-Smirnoff. Si esta prueba determina que los residuos no están normalmente distribuidos, se deben inspeccionar visualmente en el histograma para determinar si son residuos aislados. Adicionalmente el programa PMF realiza la técnica de análisis de factores para el número de corridas base establecidas anteriormente, a continuación se muestran los parámetros obtenidos con esta técnica para las corridas en donde se presentaron los valores mínimos tanto de $Q_{ROBUSTA}$ y Q_{THEORY} .

Para el sitio de Escobedo de 2007 se presentó un error estándar de ~ 2.45 en promedio para las 27 especies incluidas en el análisis PMF con un coeficiente de determinación (r^2) promedio de 0.83 el cual está relativamente lejano a la unidad debido a que especies como el Mg, As y Se tuvieron coeficientes de 0.63, 0.12 y 0.55 respectivamente. Para Santa Catarina de 2007 el error estándar promedio de las 27 especies fue de 0.98 con coeficientes de determinación promedio de 0.84. Las especies con un r^2 bajo fueron Ni, As y Se con valores de 0.23, 0.09 y 0.32 respectivamente. En el sitio de Escobedo de 2008 el error estándar promedio de las 29 especies incluidas en el análisis PMF fue 0.89, mientras que el promedio de r^2 fue de 0.76. Las especies con un bajo coeficiente fueron Na, Mg, As y La con valores de 0.09, 0.49, 0.32 y 0.25 respectivamente. Finalmente, en el sitio de Santa Catarina de 2008 el error estándar promedio de las 34 muestras incluidas fue ~ 0.69 con un coeficiente promedio de 0.73. Las especies con bajo r^2 fueron Na, Mg, V y Sn con valores de 0.08, 0.43, 0.17 y 0.32 respectivamente. A pesar de que en los sitios se observó que algunas especies presentaron coeficientes de determinación lejanos a la unidad, todas las especies se sometieron a la prueba de Kolmogorov-Smirnoff y los resultados mostraron que los

datos estaban distribuidos normalmente. Es por ello que dichas especies se mantuvieron en el análisis PMF.

Corridas de arranque

La técnica bootstrapping se lleva a cabo para estimar la estabilidad e incertidumbre de esa solución. El PMF lleva a cabo bootstrapping seleccionando al azar bloques de muestras que no se superponen (muestras consecutivas, tamaño de bloque) y crea un nuevo archivo de datos de entrada de las muestras seleccionadas, con las mismas dimensiones que el conjunto de datos original. PMF se ejecuta en el nuevo conjunto de datos, y cada factor de arranque es asignado a un factor base corrida mediante la comparación de las contribuciones de cada factor. El factor de arranque es asignado al factor base con la que el factor de arranque tiene la correlación más alta, por encima de un umbral especificado. Si no hay factores base que tengan una correlación por encima del umbral de un factor de arranque dado, ese factor se considera sin asignar. Si más de un factor de arranque de la misma corrida se correlaciona mejor con el mismo factor base, todos ellos se asignarán a ese factor base. Este proceso se repite durante todas las corridas de arranque como se especifique. Aunque no se encontró en la literatura un factor que indique si las diferencias entre los valores de Q_{ROBUSTA} sean significativas o no, se observan que los valores obtenidos en Escobedo 2007, Escobedo 2008 y Santa Catarina 2008, fueron de menos de 10 unidades de diferencia. Mientras que para la campaña de Santa Catarina de 2007 fue de aproximadamente de 11 unidades. La variabilidad en las fortalezas del factor es dada como la media, percentil 5th, percentil 25th, mediana, percentil 75th y percentil 95th de las fortalezas del factor. El resto del resumen en la variabilidad en cada perfil de factor, también se da como la media, percentiles 5th, percentil 25th, mediana y percentiles 75th y 95th. Las Tablas B.10 a B13 muestran los resultados obtenidos con la solución base y la solución rotada, así como la variabilidad en los factores para cada uno de los sitios, los parámetros estadísticos de la Q_{ROBUSTA} , los residuos a escala, el análisis de factores para cada sitio y los parámetros base, bootstrap y F_{PEAK} .

Tabla B.10 Resultados PMF para el sitio de Escobedo 2007

Corrida	Q(Robusta)	Q(Verdadera)	SOLUCIÓN BASE		
			Corridas	Factores	Inicialización
1	239.606	239.522			
2	239.318	239.238	20	7	25
3	243.422	243.214	Qteórica vs Qrobusta		
4	239.368	239.308	n	27	Especies
5	240.967	240.815	m	15	Muestras
6	239.341	239.255	p	7	Factores
7	243.172	242.971	Qteórica	nm-p(n+m)	111
8	239.561	239.483	Qrobusta		239.318
9	239.356	239.291	Residuos a escala		
10	243.103	242.91	Especies	Fecha	Residuos
11	239.859	239.711	Zn	12/08/2007	3.21
12	239.935	239.804	SOLUCIÓN ROTADA		
13	239.436	239.342	Parámetros Fpeak		
14	240.138	240.015	Corridas F _{PEAK}	Corrida base seleccionada	% de incertidumbre
15	239.731	239.614	3	2	5%
16	239.572	239.497	Fortaleza F _{PEAK}	Qverdadera corrida base	Qverdadera corrida F _{peak}
17	241.831	241.681	F_{PEAK} = -0.1	239.238	240.2
18	239.626	239.547			
19	240.06	239.945			
20	243.17	242.895			

VARIABILIDAD EN LOS FACTORES						
Factor	Mean	5th	25th	Median	75th	95th
1	1.14	0.53	0.74	0.92	1.25	2.8
2	0.92	0.48	0.72	0.86	1.1	1.6
3	1.02	0.56	0.73	0.94	1.23	1.7
4	1.43	0.75	1	1.39	1.63	2.8
5	1.07	0.68	0.84	1	1.14	2.2
6	1.02	0.61	0.81	0.96	1.22	1.9
7	1.32	0.87	1	1.15	1.47	2.7

Parámetros Bootstrap				
Corrida base seleccionada	Corridas	valor-R	Inicialización	Tamaño de bloque
2	100	0.6	25	2
Parámetro estadísticos de Qrobusta				
Min	25th	Median	75th	Max
0	61.4	104.8	135.1	244.2
Qrobusta corrida base vs Qrobusta. corrida Bootstrap				
Qrobusta corrida base		239.318		
Qrobusta corrida bootstrap		244.2		

Análisis de Factores

Escobedo 2007	Especies	Intercepto	Pendiente	Error Estándar	r ²	KS Test Stat	KS Test P Value
	TOT	4.84	0.97	32.44	0.88	0.26	0.25
Na	0.44	0.8	0.97	0.75	0.18	0.74	
Mg	0.09	0.5	0.09	0.63	0.17	0.77	
Al	0.04	0.96	0.26	0.98	0.15	0.9	
Si	0.19	0.93	0.52	0.96	0.19	0.68	
Cl	0.04	0.96	0.3	0.94	0.1	1	
Ca	0.05	0.99	1.02	0.99	0.16	0.86	
Ti	0	1	0.02	0.97	0.12	0.99	
V	0.01	0.71	0.01	0.93	0.1	1	
Cr	0	0.8	0.01	0.89	0.19	0.65	
Mn	0	1.01	0.03	0.98	0.15	0.89	
Fe	0.02	0.99	0.26	0.99	0.11	1	
Ni	0.01	0.2	0.01	0.19	0.16	0.84	
Cu	0.01	0.94	0.02	0.95	0.12	0.98	
Zn	0.31	0.72	0.32	0.76	0.11	0.99	
As	0.02	0.27	0.01	0.12	0.16	0.82	
Se	0	0.38	0	0.55	0.2	0.61	
Br	0.02	0.85	0.03	0.92	0.21	0.5	
Sr	0	1.02	0.02	0.99	0.09	1	
Sb	0.03	0.67	0.02	0.76	0.11	0.99	
NO3	3.22	0.84	4.57	0.91	0.17	0.8	
SO4	-2.26	1.04	8.19	0.91	0.15	0.89	
NH4	0.24	0.96	1.13	0.97	0.15	0.89	
K2	0.47	0.85	0.31	0.95	0.1	1	
OC	12.56	0.85	10.25	0.95	0.17	0.77	
EC	-0.68	1.01	2.94	0.87	0.16	0.86	
PROMEDIO			2.451923077	0.834			

Tabla B.11 Resultados PMF para el sitio de Santa Catarina 2007

Corrida	Q(Robusta)	Q(Verdadera)	SOLUCIÓN BASE		
1	188.382	188.279	Corridas	Factores	Inicialización
2	188.079	187.967	20	7	25
3	188.14	188.015	Qteórica vs Qrobusta		
4	186.8	186.729	n	27	Especies
5	187.993	187.861	m	15	Muestras
6	186.806	186.738	p	7	Factores
7	188.133	188.012	Qteórica	nm-p(n+m)	111
8	188.884	188.785	Qrobusta		186.798
9	187.822	187.74	Residuos a escala		
10	186.798	186.73	Especies	Fecha	Residuos
11	188.427	188.294	Se	12/09/2007	-3.03
12	188.215	188.063	SOLUCIÓN ROTADA		
13	187.832	187.753	Parámetros Fpeak		
14	188.296	188.188	Corridas F _{PEAK}	Corrida base seleccionada	% de incertidumbre
15	186.801	186.74	3	10	5%
16	186.818	186.769	Fortaleza F _{PEAK}	Qverdadera corrida base	Qverdadera corrida F _{peak}
17	188.596	188.415	F _{PEAK} = 0.1	186.73	191.1
18	186.836	186.766			
19	188.094	187.979			
20	188.635	188.476			

VARIABILIDAD EN LOS FACTORES						
Factor	Mean	5th	25th	Median	75th	95th
1	1.04	0.46	0.63	1	1.34	1.8
2	0.8	0.47	0.62	0.78	1	1.2
3	1.13	0.31	0.76	1.05	1.48	1.9
4	1.27	0.75	0.99	1.14	1.36	2.4
5	1.16	0.65	1	1.08	1.32	1.8
6	1.15	0.6	0.96	1.09	1.3	1.9
7	1	0.44	0.68	0.85	1.21	2.1

Parámetros Bootstrap				
Corrida base seleccionada	Corridas	valor-R	Inicialización	Tamaño de bloque
10	100	0.6	25	2
Parámetro estadísticos de Qrobusta				
Min	25th	Median	75th	Max
1.3	33.9	65.7	109.6	197.6
Qrobusta corrida base vs Qrobusta corrida bootstrap				
Qrobusta corrida base		186.798		
Qrobusta corrida bootstrap		197.6		

Análisis de Factores

Santa Catarina 2007	Especies	Intercepto	Pendiente	Error Estándar	r ²	KS Test Stat	KS Test P Value
	TOT	-7.11	1.02	7.43	0.99	0.13	0.97
Na	0.26	0.91	0.36	0.93	0.21	0.57	
Mg	0.07	0.47	0.1	0.69	0.19	0.7	
Al	0.03	0.95	0.13	0.96	0.16	0.89	
Si	0.02	0.99	0.16	0.99	0.11	1	
Cl	-0.13	1.05	0.22	0.99	0.11	1	
Ca	0.34	0.95	1.11	0.99	0.11	1	
Ti	0	0.99	0.01	0.96	0.16	0.85	
V	0.01	0.8	0.01	0.92	0.11	1	
Cr	0	0.93	0.01	0.93	0.17	0.8	
Mn	0.01	0.96	0.02	0.98	0.15	0.92	
Fe	0.05	0.98	0.25	0.99	0.19	0.72	
Ni	0.01	0.21	0	0.23	0.14	0.94	
Cu	0	1	0	1	0.18	0.78	
Zn	-0.05	1.02	0.14	0.9	0.11	1	
As	0.03	0.22	0.02	0.09	0.16	0.85	
Se	0.01	0.34	0.01	0.32	0.15	0.93	
Br	0.01	0.77	0.01	0.87	0.15	0.91	
Sr	0.01	0.73	0.01	0.88	0.15	0.89	
Sb	0.03	0.77	0.02	0.91	0.22	0.48	
Pb	0.01	0.98	0.05	0.99	0.2	0.62	
NO3	-0.13	1	2.27	0.99	0.19	0.67	
SO4	-0.07	1	2.35	0.99	0.11	1	
NH4	0.88	0.88	1.57	0.94	0.22	0.48	
K2	1.27	0.38	0.4	0.37	0.12	0.98	
OC	-1.27	1.01	8.34	0.95	0.14	0.95	
EC	-0.23	1.01	1.48	0.98	0.2	0.6	
PROMEDIO			0.980740741	0.842			

Tabla B.12 Resultados PMF para el sitio de Escobedo 2008

Corrida	Q(Robusta)	Q(Verdadera)	SOLUCIÓN BASE		
			Corridas	Factores	Inicialización
1	70.7389	70.7352			
2	72.7255	72.7198	20	7	25
3	71.048	71.0463	Qteórica vs Qrobusta		
4	70.7201	70.7158	n	29	Especies
5	72.9408	72.938	m	15	Muestras
6	70.9452	70.9404	p	7	Factores
7	70.4628	70.4613	Qteórica	nm-p(n+m)	127
8	71.1653	71.1608	Qrobusta		70.3917
9	70.4416	70.4399	Residuos a escala		
10	70.3917	70.3907	Especies	Fecha	Residuos
11	70.7078	70.7064	Ninguna	-	-
12	70.5249	70.5223	SOLUCIÓN ROTADA		
13	70.7963	70.7947	Parámetros Fpeak		
14	70.5183	70.5162	Corridas F_{PEAK}	Corrida base seleccionada	% de incertidumbre
15	70.9111	70.9084	5	10	5%
16	70.6371	70.6356	Fortaleza F_{PEAK}	Qverdadera corrida base	Qverdadera corrida F_{peak}
17	71.1112	71.1047	$F_{PEAK} = -0.1$	70.3907	73.4
18	73.0418	73.0378			
19	71.4036	71.3993			
20	71.0914	71.0903			

VARIABILIDAD EN LOS FACTORES						
Factor	Mean	5th	25th	Median	75th	95th
1	1.06	0.58	0.81	0.96	1.14	2.1
2	1.15	0.68	0.93	1.03	1.31	1.9
3	1.13	0.59	0.78	1	1.36	2.4
4	1.2	0.65	0.87	1.03	1.5	2.1
5	0.77	0.32	0.51	0.64	0.96	1.7
6	1.23	0.66	0.99	1.14	1.49	2
7	1.1	0.73	0.93	1	1.27	1.9

Parámetros Bootstrap				
Corrida base seleccionada	Corridas	valor-R	Inicialización	Tamaño de bloque
10	100	0.6	25	3
Parámetro estadísticos de Qrobusta				
Min	25th	Median	75th	Max
0	19	28.3	46.4	77.2
Qrobusta corrida base vs Qrobusta corrida bootstrap				
Qrobusta corrida base		70.3917		
Qrobusta corrida bootstrap		77.2		

Análisis de Factores

	Especies	Intercepto	Pendiente	Error Estándar	r ²	KS Test Stat	KS Test P Value
Escobedo 2008	TOT	-6.58	1.04	9.89	0.92	0.16	0.85
	Na	0.6	0.13	0.41	0.09	0.15	0.89
	Mg	0.2	0.33	0.13	0.49	0.12	0.99
	Al	0.1	0.97	0.22	0.99	0.22	0.46
	Si	0.12	0.98	0.33	0.99	0.15	0.88
	K	-0.01	1.01	0.08	0.98	0.1	1
	Ca	-0.21	1.05	0.16	0.99	0.19	0.63
	Ti	0	1	0.01	0.99	0.23	0.38
	V	0.01	0.58	0.01	0.61	0.18	0.68
	Mn	0.03	0.58	0.02	0.64	0.18	0.73
	Fe	0.11	0.95	0.18	0.98	0.18	0.73
	Cu	0.02	0.45	0.01	0.51	0.2	0.61
	Zn	0.01	0.95	0.02	0.98	0.13	0.96
	As	0.01	0.23	0.01	0.32	0.19	0.68
	Br	0.01	0.68	0.01	0.64	0.1	1
	Rb	0.01	0.48	0.01	0.62	0.11	0.99
	Sr	0.01	0.65	0.01	0.66	0.19	0.65
	Zr	0.01	0.63	0.01	0.74	0.16	0.82
	La	0.01	0.25	0.01	0.25	0.12	0.98
	Hg	0.01	0.72	0.01	0.8	0.16	0.86
	Pb	0.01	0.95	0.03	0.9	0.2	0.61
	Cl2	0	0.99	0.02	1	0.15	0.89
	NO3	0.22	0.96	0.27	0.97	0.17	0.79
	SO4	-0.1	1	1.78	0.99	0.11	0.99
	Na2	0.52	0.65	0.49	0.75	0.23	0.43
	NH4	0.15	0.99	0.39	1	0.18	0.7
OC	12.43	0.72	4.78	0.67	0.1	1	
EC	2.96	0.7	1.3	0.82	0.12	0.97	
TC	16.03	0.7	5.29	0.73	0.14	0.92	
PROMEDIO				0.892758621	0.759		

Tabla B.13 Resultados PMF para el sitio de Santa Catarina 2008

SOLUCIÓN BASE					
1	89.5355	107.585	Corridas	Factores	Inicialización
2	89.3961	89.3925	20	7	25
3	89.4042	107.723	Qteórica vs Qrobusta		
4	89.7654	107.87	n	34	Especies
5	89.566	107.603	m	15	Muestras
6	89.5192	107.434	p	7	Factores
7	89.9517	107.861	Qteórica	nm-p(n+m)	167
8	72.3276	72.3269	Qrobusta		72.3276
9	90.2246	108.032	Residuos a escala		
10	89.6012	107.539	Especies	Fecha	Residuos
11	90.0848	108.312	Ninguna	-	-
12	89.56	107.685	SOLUCIÓN ROTADA		
13	89.7679	107.494	Parámetros Fpeak		
14	72.9457	72.9423	Corridas F _{PEAK}	Corrida base seleccionada	% de incertidumbre
15	72.5832	72.5805	2	8	5%
16	89.7694	107.675	Fortaleza F _{PEAK}	Qverdadera corrida base	Qverdadera corrida F _{peak}
17	89.5924	107.724	F _{PEAK} = -0.1	72.32	75
18	90.0321	107.928			
19	89.3703	107.487			
20	89.3946	107.991			

VARIABILIDAD EN LOS FACTORES						
Factor	Mean	5th	25th	Median	75th	95th
1	1.16	0.72	0.87	1.04	1.33	2.2
2	1.27	0.8	1	1.15	1.46	2.2
3	0.95	0.38	0.65	1.03	1.18	1.3
4	1.41	0.72	1	1.23	1.66	2.7
5	1.12	0.58	0.81	1	1.18	2.5
6	0.99	0.52	0.74	0.91	1.16	1.9
7	1.44	0.53	0.89	1.14	1.44	2.1

Parámetros Bootstrap				
Corrida base seleccionada	Corridas	valor-R	Inicialización	Tamaño de bloque
8	100	0.6	25	3
Parámetro estadísticos de Qrobusta				
Min	25th	Median	75th	Max
0	16.6	28.2	42.3	75
Qrobusta corrida base vs Qrobusta corrida bootstrap				
Qrobusta corrida base		72.3276		
Qrobusta corrida bootstrap		75		

Análisis de Factores

Santa Catarina 2008	TOT	-2.99	1.01	11.41	0.97	0.13	0.95
	Na	0.86	0.2	0.86	0.08	0.19	0.62
Mg	0.13	0.28	0.09	0.43	0.19	0.63	
Al	0	1	0.16	1	0.19	0.64	
Si	0.02	1	0.25	1	0.16	0.83	
K	0.04	0.97	0.09	0.98	0.11	0.99	
Ca	0.29	0.89	0.46	0.9	0.24	0.36	
Ti	0	1	0.01	0.99	0.16	0.81	
V	0.02	0.25	0.01	0.17	0.13	0.96	
Cr	0.01	0.46	0.01	0.53	0.11	0.99	
Mn	0.01	0.88	0.02	0.92	0.18	0.73	
Fe	0.14	0.95	0.21	0.98	0.14	0.94	
Cu	0.01	0.62	0.01	0.71	0.13	0.95	
Zn	0.06	0.88	0.07	0.94	0.22	0.47	
Ge	0.01	0.47	0	0.54	0.13	0.97	
As	0.01	0.7	0.01	0.7	0.17	0.75	
Se	0.01	0.76	0.01	0.71	0.13	0.96	
Br	0.01	0.65	0.01	0.59	0.14	0.93	
Rb	0.01	0.54	0.01	0.53	0.22	0.44	
Sr	0.01	0.45	0.01	0.5	0.17	0.75	
Zr	0.01	0.44	0.01	0.43	0.24	0.37	
Cd	0.03	0.18	0.02	0.19	0.15	0.89	
Sn	0.05	0.31	0.04	0.32	0.16	0.83	
La	0.01	0.42	0.01	0.41	0.13	0.96	
Hg	0.01	0.61	0.01	0.63	0.11	0.99	
Pb	0.01	0.93	0.04	0.92	0.13	0.95	
Cl2	-0.03	1.01	0.06	1	0.13	0.97	
NO3	0.15	0.98	0.45	0.98	0.14	0.93	
SO4	-3.27	1.05	2.29	0.99	0.14	0.93	
Na2	0.02	1	0.08	1	0.19	0.67	
NH4	1.06	0.92	0.67	0.99	0.14	0.91	
OC	4.82	0.92	2.47	0.96	0.16	0.83	
EC	1.19	0.9	1.24	0.88	0.14	0.94	
TC	4.02	0.94	2.5	0.97	0.11	1	
PROMEDIO				0.694117647	0.731		

Gráficos de dispersión observada/predicha.

Una comparación entre los valores observados (datos de entrada) y los valores predichos (modelado) es útil para determinar que tan bien se ajusta el modelo a las especies individuales. Las especies que no tienen una buena correlación entre los valores observados y los valores predichos deben ser evaluadas para determinar si las especies deben tener una clasificación distinta o ser excluidas del modelo. Las Figuras B.1 a B.4 muestran las concentraciones observadas (campaña de monitoreo) y las concentraciones predichas por el modelo para la masa total de $PM_{2.5}$, en general se observa que el modelo ajusto las concentraciones predichas de manera tal que la no existe una diferencia significativa entre las concentraciones mencionadas.

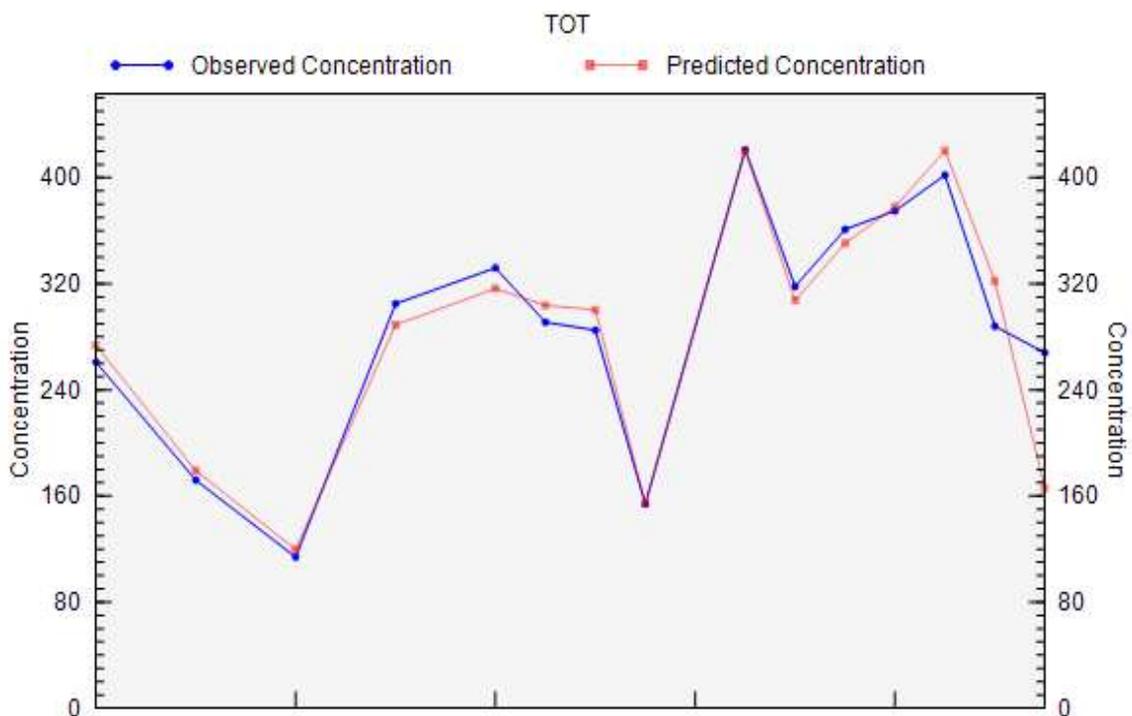


Figura B.1 Concentración observada y predicha para la masa total de $PM_{2.5}$, Escobedo 2007.

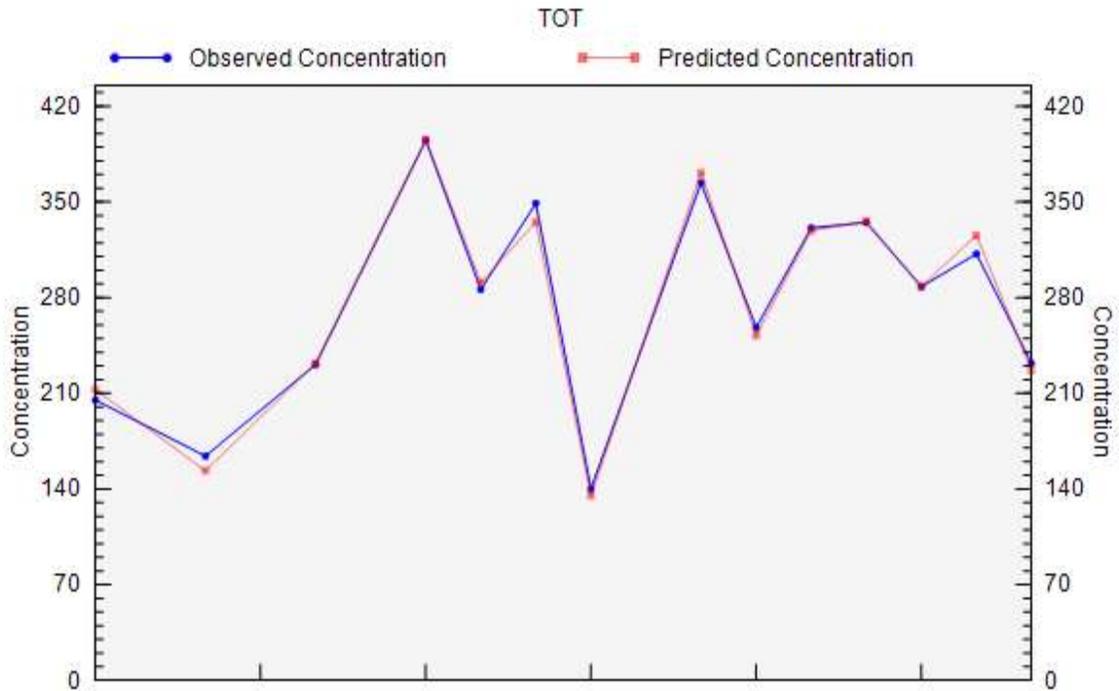


Figura B.2 Concentración observada y predicha para la masa total de PM, Santa Catarina 2007.

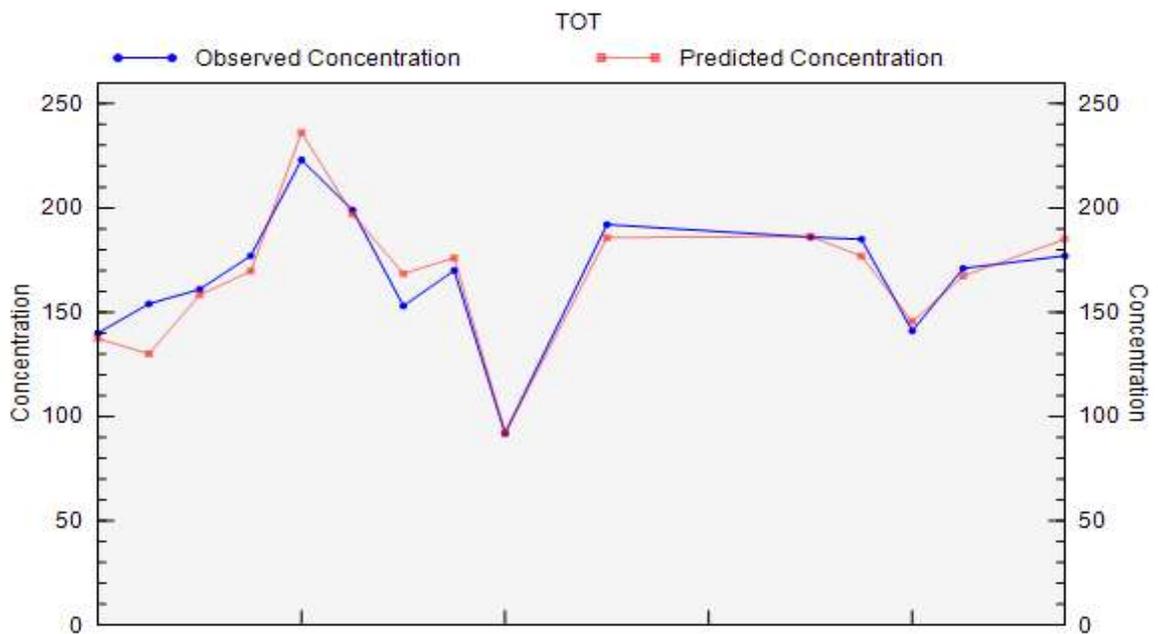


Figura B.3 Concentración observada y predicha para la masa total de PM, Escobedo 2008.

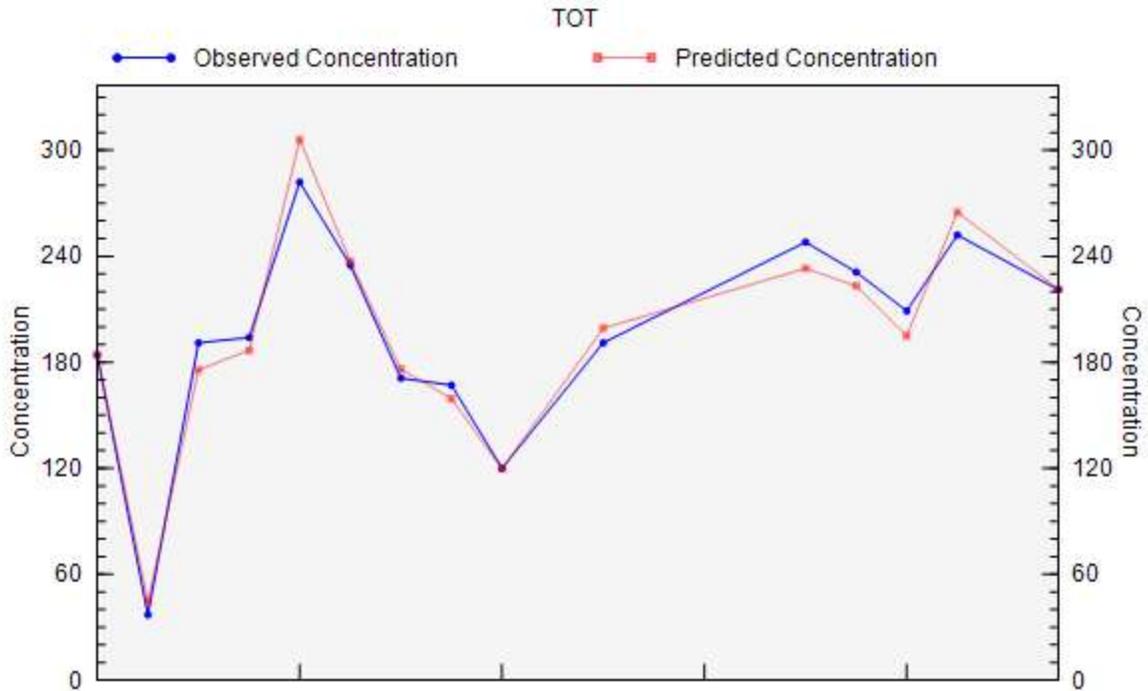


Figura B.4 Concentración observada y predicha para la masa total de PM, Santa Catarina 2008.

INTERPRETACIÓN DE LA SOLUCIÓN

Interpretación del perfil

Todas las herramientas con las que cuenta el programa PMF descritas anteriormente, son de gran utilidad para determinar principalmente si el número de factores modelado fue el óptimo. Para el número de corridas escogidas todos los valores tanto de $Q_{ROBUSTA}$ como de $Q_{VERDADERA}$ convergieron y se encontraron los mínimos en las corridas base mencionadas anteriormente. Todos los residuos se distribuyeron normalmente, las concentraciones calculadas por el modelo fueron predichas correctamente por el modelo en comparación con las concentraciones observadas. La rotación de la solución resultó en valores de $Q_{VERDADERA}$ que no excedían la diferencia de 10 unidades como lo marca la literatura, con la técnica de bootstrapping se analizó la bondad e incertidumbre del modelo resultando en diferencias muy poco significativas en cuanto a las concentraciones calculadas con esta opción y las obtenidas con las corridas base.

Comparación con el perfil real

En esta parte del Apéndice B se harán las comparaciones pertinentes entre el perfil de factores obtenido con la corridas base (perfil real) y el obtenido con la rotación de la solución. También tomaremos como referencia el gráfico del factor para analizar la distribución de la masa $PM_{2.5}$ en los factores correspondientes las cuatro campañas. Recordando que los siete factores corresponden a las siguientes fuentes de contribución $PM_{2.5}$ para cada uno de los sitios en las dos campaña de monitoreo de los años 2007 y 2008. La Tabla B.14 nos muestra la distribución de las fuentes para las soluciones mencionadas.

Para las dos campañas de monitoreo en los años de 2007 y 2008, se tomaran las soluciones del modelo base que ente caso son las soluciones reales obtenidas con el modelo receptor PMF. Para Escobedo de 2007, para las fuentes de contribución de suelo y cocción hubo una diferencia de 2 puntos porcentuales comparando las corridas base con las obtenidas rotando la solución, mientras que en la fuente de diesel se observaron 3 puntos porcentuales de diferencia. Para las fuentes de industria, emisiones de gasolina y nitrato de amonio solo se presentó diferencia de un punto porcentual y en la fuente de contribución de sulfato de amonio no hubo diferencia en los porcentajes obtenidos. Por otra parte, la diferencia más significativa comparando los porcentajes del modelo base con la distribución de la masa obtenida con el gráfico de factor fue de 1.7 puntos porcentuales provenientes de la fuente de nitrato de amonio. Para la campaña de Santa Catarina de 2007, la mayor diferencia porcentual fue de 6 puntos porcentuales en las fuentes de contribución de suelo e industria, de 5 puntos en la fuente de emisiones de gasolina, 4 fue la diferencia en la fuente de nitrato de amonio y de 2 puntos porcentuales en la fuente de diesel. En las fuentes de sulfato de amonio se observó un punto de diferencia, mientras que no se presentó diferencia alguna en la fuente de cocción. La diferencia más significativa comparando la distribución de la masa con las corridas base, fue la de la fuente de nitrato de amonio con 1.5 puntos porcentuales.

Tabla B.14 Porcentajes de contribución de cada uno de los factores obtenidos con las distintas soluciones PMF.

Campaña	FACTOR	SOLUCIONES		
		CORRIDAS BASE	CORRIDAS F _{PEAK}	DISTRIBUCIÓN DE LA MASA
Escobedo 2007	1. SUELO	13%	15%	13.4%
	2. INDUSTRIA	9%	8%	9.3%
	3. (NH ₄) ₂ SO ₄	16%	16%	16.5%
	4. EMISIONES DE GASOLINA	18%	17%	17.7%
	5. NH ₄ NO ₃	11%	10%	9.3%
	6. DIESEL	15%	18%	14.6%
	7. COCCIÓN	18%	16%	19.2
Santa Catarina 2007	1. DIESEL	11%	9%	11.1%
	2. SUELO	12%	18%	11.2%
	3. INDUSTRIA	10%	16%	9.8%
	4. (NH ₄) ₂ SO ₄	23%	22%	24.1%
	5. NH ₄ NO ₃	16%	12%	14.5%
	6. EMISIONES DE GASOLINA	18%	13%	18.6%
	7. COCCIÓN	10%	10%	10.7%
Escobedo 2008	1. COCCIÓN	15%	8%	16.8%
	2. DIESEL	16%	18%	16.9%
	3. EMISIONES DE GASOLINA	13%	15%	9%
	4. (NH ₄) ₂ SO ₄	19%	13%	17.1%
	5. INDUSTRIA	5%	7%	6.7%
	6. SUELO	18%	17%	21.2%
	7. NH ₄ NO ₃	14%	22%	12.2%
Santa Catarina 2008	1. NH ₄ NO ₃	20%	24%	20.8%
	2. COCCIÓN	13%	8%	12%
	3. INDUSTRIA	10%	10%	9.8%
	4. (NH ₄) ₂ SO ₄	22%	26%	21.5%
	5. EMISIONES DE GASOLINA	12%	12%	13.5%
	6. DIESEL	11%	11%	10.2%
	7. SUELO	12%	9%	12.2%

En Escobedo de 2008, la fuente en donde se presentó la mayor diferencia fue en el nitrato de amonio con 8 puntos porcentuales, en la fuente de cocción la diferencia fue de 7 puntos porcentuales y de 6 para el sulfato de amonio. La diferencia fue de 2 puntos porcentuales en las fuentes de diesel, emisiones de gasolina e industria, mientras que solo de un punto porcentual en la fuente de suelo. En la fuente de emisiones de gasolina fueron 4 puntos de la fuente de emisiones de gasolina la diferencia más significativa. Finalmente, para la campaña de Santa Catarina de 2008, en la fuente de contribución de cocción la diferencia fue de 5 puntos porcentuales, la diferencia en las fuentes de nitrato y sulfato de amonio fue de 4, y de 3 puntos porcentuales en la fuente de suelo. Las fuentes industrial, emisiones de gasolina y diesel no tuvieron diferencia en los porcentajes de contribución de la solución real comparada rotando la solución. Las emisiones de gasolina observamos 1.5 puntos de diferencia porcentual en la distribución de la masa comparada con las corridas base que es la diferencia más significativa.

Apéndice C. En este apéndice se describe el Inventario de emisiones de la Zona Metropolitana de Monterrey con la finalidad de establecer una comparación entre los resultados publicados en este documento en el año de 2009 con base en 2005 y los de este trabajo de tesis.

Inventarios de emisión

Los inventarios de emisiones (INE., 2009) son instrumentos utilizados en muchos países para el diseño de estrategias, programas y planes para el mejoramiento de la calidad del aire. Algunas de las aplicaciones de los inventarios de emisiones incluyen:

- Estimar los efectos de las emisiones atmosféricas en la calidad del aire a través de estudios de modelación
- Estimar los cambios en las emisiones de las fuentes bajo distintos esquemas de regulación ambiental
- Detectar variaciones en los niveles de emisión a través del tiempo
- Identificar la contribución a las emisiones totales de las diferentes fuentes de emisión
- Desarrollar inventarios de emisiones integrados por sector económico o zona geográfica para identificar oportunidades y requerimientos para el intercambio de emisiones a través de bonos de emisión.

Un inventario de emisiones cuantifica, generalmente a través de métodos de estimación, las emisiones de contaminantes a la atmósfera en un área específica por un período determinado. Es decir, se puede desarrollar un inventario de emisiones con características diferentes para cada caso, de acuerdo con el propósito del mismo. Las principales características de un inventario de emisiones son:

- Escala geográfica:
 - Nacional, regional, estatal, municipal, por instalación industrial, etc.
- Escala temporal:
 - Anual, mensual, trianual, etc.
- Contaminantes
 - Criterio, tóxicos, gases de efecto invernadero, etc.
- Tipos de fuente de emisiones
 - Fuentes de área

- Fuentes móviles
- Fuentes móviles que no circulan por carretera
- Fuentes naturales
- Fuentes fija

Inventario de emisiones del ZMM

El inventario de emisiones (IE) es una herramienta esencial para la gestión de la calidad del aire. A través de este instrumento se identifican las principales fuentes de emisión y el tipo de contaminantes del aire que se generan en una metrópoli, región o cuenca atmosférica y se efectúa una estimación del orden de magnitud de las emisiones asociadas a dichas fuentes para un determinado año base. De esta manera, un inventario de emisiones actualizado es un instrumento fundamental para el establecimiento de políticas y estrategias de reducción y control de emisiones contaminantes del aire. Para fines del Programa de Gestión de la Calidad del Aire de la Zona Metropolitana de Monterrey se elaboró el inventario de emisiones cuyos alcances y características se describen en la Tabla C.1.

Descripción de categorías

Los tipos de fuentes de emisión consideradas en el inventario de emisiones de la ZMM caen dentro de las siguientes cinco categorías:

Fuentes fijas. Son los establecimientos industriales o comerciales que generan emisiones de contaminantes del aire a través de chimeneas o en forma fugitiva y cuya estimación de emisiones se efectúa en forma individual. Esta categoría se desarrolló a partir de la información contenida en las cédulas de operación de los establecimientos industriales de jurisdicción federal y jurisdicción estatal disponibles tanto en la Dirección General de Gestión de Calidad del Aire y Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (DGGCARETC) de SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales) como en la Agencia de Protección al Medio Ambiente y Recursos Naturales (APMARN). El IE (Inventario de Emisiones) contiene la estimación de

emisiones de 436 empresas, las cuales se desagregaron en diecisiete sectores industriales.

Tabla C.1. Principales características del Inventario de Emisiones del AMM.

Año base 2005	
Cobertura geográfica:	Área Metropolitana de Monterrey, que incluye los municipios de: Apodaca, Cadereyta, García, General Escobedo, Guadalupe, Juárez, Monterrey, Santa Catarina, San Nicolás de los Garza y San Pedro Garza García.
Contaminantes:	Criterio y precursores PM, PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO _x , SO ₂ , CO, COV, COT.
Resolución espacial:	Nivel municipal
Categorías	No. de subcategorías
Fuentes fijas	17
Fuentes de área	20
Fuentes móviles no carreteras	2
Fuentes móviles	17
Fuentes biogénicas	3

Fuentes de área. En esta categoría se incluyen establecimientos industriales y comerciales de diversos giros, cuyas emisiones se estiman en forma colectiva, asimismo se incluyen otras actividades comerciales, de servicios y domésticas que en conjunto sumaron veinte subcategorías de fuentes de área, de las cuales doce están relacionadas con la emisiones evaporativas de compuestos orgánicos, cuatro con sistemas de combustión domésticos y comerciales, una de incendios forestales y tres de actividades intensivas de resuspensión de partículas.

Fuentes móviles. Corresponden a las emisiones generadas por los vehículos automotores que circulan por las vialidades y carreteras dentro de la mancha urbana del AMM. El inventario de esta categoría fue realizado por el Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey (ITESM). La evaluación del sector transporte se realizó a partir de la aplicación del modelo MOBILE 6 México utilizado para estimar las emisiones de vehículos automotores, la cual incluyó la estimación de emisiones de diecisiete subcategorías de vehículos de gasolina y diesel, tanto de uso privado como para transporte público de pasajeros y de carga.

Fuentes móviles no carreteras. En esta categoría se evaluaron únicamente las emisiones correspondientes a equipo y maquinaria de construcción y tractores agrícolas, y su estimación se hizo a partir de la extrapolación de las emisiones del Inventario Nacional de Emisiones de México-1999.

Fuentes naturales. Son aquéllas que emiten contaminantes atmosféricos que no se generan directamente por las actividades humanas. Entre éstas se incluyen las emisiones provenientes de la vegetación y los suelos, y su estimación se llevó a cabo a partir de la aplicación del modelo GloBEIS (Sistema Global de Emisiones e Interacciones de la Biosfera), a través del cual se estiman las emisiones biogénicas de COV y las emisiones edáficas de NOx. Adicionalmente en esta categoría se incluyeron las emisiones de partículas de origen eólico sobre suelos erosionados.

En las Tablas C.2 y C.3 se presenta el inventario de emisiones condensado del AMM año base 2005, donde se refieren las emisiones anuales estimadas de los contaminantes criterio y precursores de cada una de las fuentes, así como su respectiva contribución porcentual. Es importante señalar que para fines del presente análisis se utilizan las PM₁₀ como indicador de partículas y los compuestos orgánicos volátiles (COV) como indicador de compuestos orgánicos.

Tabla C.2. Emisiones en toneladas por año de las cinco categorías de fuentes para diferentes contaminantes en el AMM, año base 2005.

FUENTES	Emisiones (toneladas/año)					
	PM ₁₀	PM _{2.5}	SO ₂	NO _x	CO	COV
Fijas	8547.2	5140.6	59093.5	21959.3	9851.0	8977.9
Móviles no carreteras	1272.2	1233.5	144.6	10830.8	5581.8	1234.3
Móviles	818.0	568.0	878.9	31762.0	491863.0	51867.8
Área	42790.0	9414.2	23.2	2363.7	2498.5	47751.7
Naturales	10195.0	2161.5	N/A	8.0	N/A	44.0
Total	63622	18518	60140	66924	509794	109876

Tabla C.3. Contribución porcentual de las cinco categorías de fuentes para diferentes contaminantes en el AMM, año base 2005.

FUENTES	Emisiones (toneladas/año)					
	PM ₁₀	PM _{2.5}	SO ₂	NO _x	CO	COV
Fijas	13.43%	27.76%	98.26%	32.81%	1.93%	8.17%
Móviles no carreteras	2.00%	6.66%	0.24%	16.18%	1.09%	1.12%
Móviles	1.29%	3.07%	1.46%	47.46%	96.48%	47.21%
Área	67.26%	50.84%	0.04%	3.53%	0.49%	43.46%
Naturales	16.02%	11.67%	0.00%	0.01%	0.00%	0.04%
Total	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Comparación del inventario de emisiones de la ZMM

De acuerdo con el inventario de emisiones del Estado de Nuevo León publicado en el año 2009 y con año base de 2005, la principal fuente de emisiones de las partículas finas son las fuentes de área con el 50% del total de partículas. Las fuentes móviles sólo contribuyen con el 3% del inventario. A pesar de que las fuentes móviles tienen, de acuerdo al inventario de emisiones oficial, un bajo impacto en la emisión directa de partículas finas, son fuente importante de NOx que a su vez son precursores de ozono y partículas inorgánicas secundarias que no se contabilizan en los inventarios de emisiones y si son tomadas en cuenta en los estudios de costo – beneficio en salud (ProAire., 2008).

Los resultados de la contribución porcentual de las partículas PM_{2.5} de este trabajo de tesis no concuerdan con los obtenidos en el inventario de emisiones publicado por el gobierno del estado de Nuevo León. De acuerdo a los resultados obtenidos en el Capítulo 4 se observa que con la aplicación del modelo receptor CMB, la principal fuente de contribución de las PM_{2.5} son las emisiones de vehículos de gasolina y diesel con el 41% de las fuentes de emisión consideradas en el estudio. Mientras que con el modelo PMF la contribución porcentual de las emisiones vehiculares fue del orden del 29%. Por otra parte, con el PCA/APCS el promedio de contribución de los vehículos en los sitios de Santa Catarina de 2007 y Escobedo de 2008 fue del 30%. La diferencia entre los resultados reportados en el inventario de emisiones y los de este trabajo de investigación es muy significativa en cuanto a la contribución de las PM_{2.5} debido a las fuentes móviles. Si bien los resultados de este estudio tienen su incertidumbre asociada, el hecho de que tres diferentes enfoques (modelos receptores) concluyan que las emisiones vehiculares junto con el aerosol inorgánico secundario son las principales fuentes de contribución de este tipo de partículas conlleva a que dicho inventario sea examinado cuidadosamente en cuanto a los resultados de las fuentes de contribución de las PM_{2.5} que fueron publicados para el Estado de Nuevo León. Este Inventario de Emisiones no cuenta con la información de la distribución del aerosol inorgánico secundario como se había mencionado anteriormente, por lo que no es posible realizar una comparación en cuanto a los resultados obtenidos de esta fuente de contribución.

Bibliografía

Almeida S.M., Pio C.A., Freitas M.C., Reis M.A. y Trancoso M.A. (2005), “Source apportionment of fine and coarse particulate matter in a sub-urban area at the Western European Coast”, *Atmospheric Environment*, 39, págs. 3127–38.

Anenberg S.C., Horowitz L.W., Tong D.Q. y West J.J. (2010), “An Estimate of the Global Burden of Anthropogenic Ozone and Fine Particulate Matter on Premature Human Mortality Using Atmospheric Modeling”, *Environ Health Perspect*, 118, págs.1189–1195.

Baumann K., Jayanty R. K. M. y Flanagan J. B. (2008), “Fine Particulate Matter Source Apportionment for the Chemical Speciation Trends Network Site at Birmingham, Alabama, Using Positive Matrix Factorization”, ISSN: 1047-3289, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 58, págs. 27–44.

Beck L. (2006), “SPECIATE—EPA’s Database of Speciated Emission Profiles”. In *Proceedings of A&WMA’s 99th Annual Conference and Exhibition, Healthy Environments: Rebirth & Renewal*, New Orleans, June 20–23, Paper No. 229.

Begum B.A., Kim E., Biswas S.K. y Hopke P.K. (2004), “Investigation of Sources of Atmospheric Aerosol at Urban and Semi-Urban Areas in Bangladesh”, *Atmos. Environ.*, 38, págs. 3025-3038.

Begum B.A., Kim E., Biswas S.K. y Hopke P.K. (2007), “Source Apportionment of Air Particulate Matter by Chemical Mass Balance (CMB) and Comparison with Positive Matrix Factorization (PMF) Model”, *Aerosol and Air Quality Research*, Vol. 7, No. 4, págs. 446-468.

Biswas S.K., Tarafdar S.A., Islam A., Khaliquzzaman M., Tervahattu H. y Kupiainen, K. (2003), “Impact of Unleaded Gasoline Introduction on the Concentration of Lead in the Air of Dhaka, Bangladesh”, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 53, págs. 1355-1362.

Blumberg K. (2004), “Benefit-cost Analysis of Ultralow Sulfur Fuels for Mexico”, (sin publicar), Energy and Resources Group & Dept. of Civil and Environmental Engineering, University of California, Berkley.

Borja-Aburto V.H., Castillejos M., Gold D.R., Bierzwinski S. y Loomis D. (1998), “Mortality and ambient fine particles in southwest Mexico City”, 1993-1995. Environmental Health Perspectives 106, págs. 849-856.

Britt H.I. y Luecke R.H. (1973), “The estimation of parameters in nonlinear, implicit models”, Technometrics, 15, págs. 233–247.

Bruno P., Caselli M., de Gennaro G. y Traini A. (2001), “Source apportionment of gaseous atmospheric pollutants by means of an absolute principal component scores (APCS) receptor model”, Fresenius Journal of Analytical Chemistry 371, págs. 1119–1123.

Buhamra S.S., Bouhamra W.S. y Elkilani A.S. (1998), “Assessment of air quality in ninety-nine residences of Kuwait”, Environmental Technology, 19, págs. 357–368.

Buzcu B., Fraser M.P., Kulkarni P. y Chellam S. (2003), “Source Identification and Apportionment of Fine Particulate Matter in Houston, TX, Using Positive Matrix Factorization”, Environ. Eng. Sci., 20, págs. 533-545.

Buzcu-Guven B., Brown S.G., Frankel A., Hafner H.R. y Roberts P.T. (2007), “Analysis and Apportionment of Organic Carbon and Fine Particulate Matter Sources at Multiple Sites in the Midwestern United States”, J. Air & Waste Manage. Assoc., 57, págs. 606-619.

Castillejos M., Borja-Aburto V., Dockery D. y Loomis D. (2000), “Coarse particles and mortality in Mexico City”, Inhalation Toxicology, 12 (Suppl. 1), págs. 61-72.

Cass G.R. y McRae G.J. (1983), “Source-receptor reconciliation of routine air monitoring data for trace metals: an emission inventory assisted approach”, *Environ. Sci. Technol.*, 17 (3), págs. 129-139.

Cesar H., Borja-Aburto V.H., Cicero-Fernandez P., Dorland K., Cruz R.M., Brander L., Cropper M., Martinez A.C.G., Olaiz-Fernandez G., Bolivar A.P.M., Olsthoorn X., Rosales-Castillo A., Montes de Oca G.S., Torres-Meza V., Ceron R.U., Van Beukering P., López E.V., Zarazua M.M.N., Zarazua M.A.N. y Vergara W. (2002), “Improving air quality in metropolitan Mexico City: an economic valuation”, *Policy Research Working Paper 2785*, World Bank, Washington, DC.

Chen K.S., Lin C.F. y Chou Y.M. (2001), “Determination of source contributions to ambient PM_{2.5} in Kaohsiung, Taiwan, using a receptor model”, *Journal of Air and Waste Management Association*, 51, págs. 489–498.

Chen L.-W.A., Watson J.G., Chow J.C. y Magliano K.L. (2007), “Quantifying PM_{2.5} Source Contributions for the San Joaquin Valley with Multivariate Receptor Models”, *Environ. Sci. Technol.*, 41, págs. 2818-2826.

Chimidza S. y Moloi K. (2000), “Identification of sources of aerosol particles in three locations in Eastern Botswana”, *Journal of Air and Waste Management Association* 105, págs. 17811–17818.

Chow J.C., Watson J.G., Edgerton S.A., Vega E. y Ortiz E. (2002), “Spatial Differences in Outdoor PM₁₀ Mass and Aerosol Composition in Mexico City”, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 52, págs. 423-434.

Chowdhury Z., Zheng M., Schauer J.J., Sheesley R.J., Salmon L.G., Cass G.R. y Russell A.G. (2007), “Speciation of ambient fine organic carbon particles and source apportionment of PM_{2.5} in Indian cities”, *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)* 112, pág. 14.

Christensen E. R., Rachdawong P., Karls J. F. y Van Camp R.P. (1999), J. Environ. Eng., 125 (11), págs.1022-1032.

Chueinta W., Hopke P.K. y Paatero P. (2000), “Investigation of sources of atmospheric aerosol at urban and suburban residential areas in Thailand by positive matrix factorization”, Atmospheric Environment 34, págs. 3319–3329.

Cooper J. A., Core J. E., Hanrahan P.L. y Cox W. M. (1982), JAPCA, 32 (11), págs. 1142-1147.

Coutler T. (2004), EPA, CMB8.2 User Manual.

Currie L. A., Klouda G., Klinedinst D., Sheffield A. E., Jull A. J. T., Donahue D. y Connolly M. (1994), Nucl. Instrum. Methods Phys. Res., 92, págs. 404-409.

Dahl R. (2005), “Car culture accelerates”, Environmental Health Perspectives, 113(4):A págs. 238–45.

Davis A., de Curnou P. y Eary L. E. (1997), Environ. Sci. Technol., 31 (7), págs. 1985-1991.

Dockery D.W., Pope C. A., Xu X., Spengler J.D., Ware J.H., Fay M.E., Ferris B.G. y Speizer F.E. (1993), “An association between air-pollution and mortality in 6 United-States cities”, New England Journal of Medicine, 329 (24), págs. 1753–1759.

Duan F.K., He K.B., Yang F.M., Yu X.C., Cadle S.H. y Chan T. (2006), “Concentrations and chemical characteristics of PM_{2.5} in Beijing, China: 2001–2002”, Science of the Total Environment, 355, págs. 264–75.

Ebelt S.T., Petkau A.J., Vedal S., Fisher T.V. y Brauer, M. (2000), “Exposure of chronic obstructive pulmonary disease patients to particulate matter: relationships between personal and ambient air concentrations”, *Journal of the Air and Waste Management Association* 50 (7), págs. 1081–1094.

EPA: Environmental Protection Agency. (2010), History of the Clean Air Act, (http://www.epa.gov/air/caa/caa_history.html), consultada en noviembre de 2010.

Evans J., Levy J., Hammitt J., Santos-Burgoa C., Castillejos M., Caballero-Ramirez M., Hernandez-Avila M., Riojas-Rodriguez H., Rojas-Bracho L., Serrano-Trespalacios P., Spengler J. D. y Suh H. (2002), “*Health benefits of air pollution control, in: Air Quality in the 30 Mexico Megacities, An Integrated Assessment*”, editado por: Molina, L. T. and Molina, M. J., Kluwer Academic Publishers, págs. 103–136.

Feeley J. A. y Liljestrand H. M. (1983), *Atmos. Environ.*, 17 (4), págs. 807-814.

Feng Y.C., Shi G.L., Wu J.H., Wang Y.Q., Zhu T., Dai S.G. y Pei Y.Q. (2007), “Source Analysis of Particulate-Phase Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in an Urban Atmosphere of a Northern City in China”, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 57, págs. 164-171.

Fergusson J.E. y Kim N.D. (1991), “Trace Elements in Street and House Dust: Source and Speciation”, *Sci. Total Environ.* 100, págs. 125-150.

Finlayson-Pitts B. y Pitts J. (1986), “*Atmospheric Chemistry: Fundamentals and Experimental Techniques*”. John Wiley and Sons. New York, USA.

Friedlander S. K. (1973), *Environ. Sci. Technol.*, 7 (3), págs. 235-240.

Fujita E.M., Croes B.E., Bennett C.L., Lawson D.R., Lurmann F.W. y Main H.H. (1992), “Comparison of Emission Inventory and Ambient Concentration Ratios of CO, NMOG, and NO_x in California’s South Coast Air Basin”; *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 42, págs. 264-276.

Fujita E.M., Zielinska B., Campbell D.E., Arnott W.P., Sagebiel J.C., Mazzoleni L., Chow J.C., Gabele P.A., Crews W., Snow R., Clark N.N., Wayne W.S. y Lawson D.R. (2007), “Variations in Speciated Emissions from Spark-Ignition and Compression-Ignition Motor Vehicles in California’s South Coast Air Basin”, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 57, págs. 705-720.

Guo H., Lee S.C., Li W.M., Cao J.J. (2003), “Source characterization of BTEX in indoor microenvironments in Hong Kong”, *Atmospheric Environment* 37, págs. 73–82.

Guo H., Wang T. y Louie P.K.K. (2004), “Source apportionment of ambient non-methane hydrocarbons in Hong Kong: Application of a principal component analysis/absolute principal component scores (PCA/APCS) receptor model”, *Environmental Pollution*, 129, págs.489–498.

Hair J. F., Black W.C. y Babin B. J. (2009), Anderson R. E., *Multivariate Data Analysis*, Prentice Hall, 7a Edición, Englewood, NJ.

Han J., Moon K., Lee S., Kim Y., Ryu S., Cliff S. y Yi S. (2006), “Size-Resolved Source Apportionment of Ambient Particles by Positive Matrix Factorization at Gosan Background Site in East Asia”, *Atmos. Chem. Physics*, 6, págs. 211-223.

Hand J. L., Malm W. C., Laskin A., Day D., Lee T., Wang C., Carrico C., Carrillo J., Cowin J. P., Collett Jr, J. y Ledema. M. J. (2005), “Optical, physical and chemical properties of tar balls observed during the Yosemite Aerosol Characterization Study”, *J. Geophys. Res.*, 110, D21210, doi:10.1029/2004JD005728.

Harrison R.M., Smith D.J.T., Luhana L. (1996), “Source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons collected from an urban location in Birmingham. U.K.”, *Environmental Science & Technology*, 30, págs. 825–832.

Harrison R.M., Smith D.J.T., Pio C.A. y Castro L.M. (1997), “Comparative receptor modeling study of airborne particulate pollutants in Birmingham (United Kingdom), Coimbra (Portugal) and Lahore (Pakistan)”, *Atmospheric Environment*, 31, págs. 3309–3321.

Hauck H., Berner A., Frischer T., Gomiscek B., Kundi M., Neuberger M., Puxbaum H., Preining O. y AUPHEP-Team. (2004), “AUPHEP—Austrian project on health effects of particulates—general overview”, *Atmospheric Environment*, 38, págs. 3905–3915.

Hawthorne S.B., Miller D.J., Langenfeld J.J. y Krieger M.S. (1992), *Environ. Sci. Technol.*, 26 (11), págs. 2251-2262.

Heal M.R., Hibbs L.R., Agius R.M. y Beverland I.J. (2005), “Total and water-soluble trace metal content of urban background PM10, PM2.5 and black smoke in Edinburgh, UK”, *Atmospheric Environment*, 39, págs. 1417–1430.

Heaton R. W., Rahn K. A. y Lowenthal D. H. (1992), *Atmos. Environ.*, 26A (8), págs 1529-1544.

Hedberg E., Gidhagen L. y Johansson C. (2005), “Source Contributions to PM10 and Arsenic Concentrations in Central Chile Using Positive Matrix Factorization”, *Atmos. Environ.*, 39, págs. 549-561.

Henry R.C. y Hidy G.M. (1979), “Multivariate analysis of particulate sulfate and other air quality variables by principal components-part I”, Annual data from Los Angeles and New York. *Atmospheric Environment*, 13, págs. 1581–1596.

Henry R.C. y Hidy G.M. (1982), “Multivariate analysis of particulate sulfate and other air quality variables by principal components-II. Salt Lake City, Utah and St. Louis, Missouri”, *Atmospheric Environment*, 16 (5), págs. 929–943.

Henry R.C., Lewis C.W., Hopke P.K. y Williamson H.J. (1984), “Review of receptor model fundamentals”, *Atmospheric Environment*, 18, págs. 1507–1515.

Henry R.C. (1987), “Current Factor Analysis Receptor Models Are Ill-Posed”, *Atmos. Environ.*, 21, págs. 1815-1820.

Henry R. C., Wang Y. J. y Gebhart K. A. (1991), “The relationship between empirical orthogonal functions and sources of air pollution”, *Atmos. Environ.*, 25A, págs. 503-509.

Hidy G.M. y col. (1974), “Characterization of Aerosols in California (ACHEX)”; Science Center, Rockwell International. Prepared under California Air Resources Board Contract pág. 358.

Hien P.D., Bac V.T. y Thinh N.T.H. (2004), “PMF. Receptor Modelling of Fine and Coarse PM10 in Air Masses Governing Monsoon Conditions in Hanoi, Northern Vietnam”, *Atmos. Environ.*, 38, págs. 189-201.

Hien P.D., Bac V.T. y Thinh N.T.H. (2005), “Investigation of Sulfate and Nitrate Formation on Mineral Dust Particles by Receptor Modeling”, *Atmos. Environ.*, 39, págs. 7231-7239.

Hopke P.K. (1985), “Receptor Modelling for Air Quality Management”. Amsterdam: Elsevier.

Hopke P.K., Ito K., Mar T., Christensen W.F., Eatough D.J., Henry R.C., Kim E., Laden F., Lall R., Larson T.V., Liu H., Neas L., Pinto J., Stolzel M., Suh H., Paatero P. y Thurston G.D. (2006), “PM Source Apportionment and Health Effects: 1. Intercomparison of Source Apportionment Results”, *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.*, 16, págs. 275-286.

Huang S.; Rahn K.A. y Arimoto R. (1999), “Testing and Optimizing Two Factor-Analysis Techniques on Aerosol at Narragansett, Rhode Island”, *Atmos. Environ.*, 33, págs. 2169-2185.

INE. (2009), (Instituto Nacional de Ecología), consultado en:

<http://www.ine.gob.mx/calair-info-basica/551-calair-inv-emision>, julio de 2012.

INE. (2010), (Instituto Nacional de Ecología), consultado en <http://www.ine.gob.mx/calair-info-basica/537-calair-fuentes>, diciembre 2010.

INE-DGICURG. (2006), Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales, United States Environmental Protection Agency, Western Governors’ Association y North American Commission for Environmental Cooperation. 2006. Inventario Nacional de Emisiones de Mexico, 1999. Mexico. 337 pp.

INAFED. (2010), (Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal), consultado en [http:// www.e-local.gob.mx/](http://www.e-local.gob.mx/), enero 2010.

INEGI. (2005a), Principales Resultados por localidad, 2005a (ITER). México, México; 2010.

INEGI. (2005b), Censo de Población y Vivienda, 2005b. México, México; 2010.

Ito K., Xue N. y Thurston G. (2004), “Spatial Variation of PM_{2.5} Chemical Species and Source-Apportioned Mass Concentrations in New York City”, *Atmos. Environ.*, 38, págs. 5269-5282.

Ito K., Christensen W.F., Eatough D.J., Henry R.C., Kim E. y Laden F. (2006),” PM source apportionment and health effects. 2. An investigation of intermethod variability in associations between source-apportioned fine particle mass and daily mortality in Washington, DC”, *J Expo Sci. Environ. Epidemiol.*, 16(4), págs. 300–310.

Jacob D. J. (2000), “Heterogeneous chemistry and tropospheric ozone”, *Atmospheric Environment*, 34, págs. 2131-2159.

Jain C. K., Bhatia K. K. S. y Seth S. M. (1998), *Hydrol. Sci. J.*, 43 (3), pág. 379.

Johnson R. A. y Wichern D. A. (2002), “Applied Multivariate Statistical Analysis”, (5th ed.). Prentice Hall.

Johnson K. S., Zuberi B., Molina L. T., Molina M. J., Iedema M. J., Cowin J. P., Gaspar D. J., Wang C. y Laskin A. (2005), “Processing of soot in an urban environment: Case study from the Mexico City Metropolitan Area”, *Atmos. Chem. Phys.*, 5, págs. 3033– 3043, <http://www.atmos-chem-phys.net/5/3033/2005/>.

Johnson K.S., de Foy B., Zubery B., Molina L. T., Molina M. J., Xie Y., Laskin A. y Shutthanandan V. (2006), “Aerosol composition and source apportionment in the Mexico City Metropolitan Area with PIXE/PESA/STIM and multivariate analysis”, *Atmos. Chem. Phys.*, 6, págs. 4591–4600.

Jolliffe I.T. (1986), “Principal Component Analy” (Springer-Verlag, New York).

Kaiser H.F. (1958), “The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis”, *Psychometrika*, 32, pags. 443–482.

Kasibhatla, P., Levy II H., Klonecki A. y Chameides W.L. (1996), “A three-dimensional view of the large-scale tropospheric ozone distribution over the North Atlantic Ocean during summer”, *J. Geophys. Res.*

Kavouras I.G., Koutrakis P., Cereceda-Balic F. y Oyola P. (2001), “Source apportionment of PM10 and PM2.5 in five Chilean cities using factor analysis”, *Journal of Air and Waste Management Association*, 51, págs. 451–464.

Ke L., Liu W., Wang Y., Russell A.G., Edgerton E.S. y Zheng M. (2008), “Comparison of PM2.5 source apportionment using positive matrix factorization and molecular marker-based chemical mass balance”, *Sci. Total Environ.*, 394, págs. 290–302.

Kelley D.W., Nater E.A. (2000), *Catena*, 41 (4), págs. 277-292.

Kim E., Hopke P.K., Edgerton E.S. (2003), “Source Identification of Atlanta Aerosol by Positive Matrix Factorization”, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 53, págs. 731-739.

Kim E., Hopke P.K., Paatero P. y Edgerton E.S. (2003), “Incorporation of Parametric Factors into Multilinear Receptor Model Studies of Atlanta Aerosol”, *Atmos. Environ.*, 37, págs. 5009-5021.

Kim E., Larson T.V., Hopke P.K., Slaughter C., Sheppard L.E. y Claiborne C. (2003b), “Source Identification of PM2.5 in an Arid Northwest U.S. City by Positive Matrix Factorization”, *Atmos Research.*, 66, págs. 291-305.

Kim E. y Hopke P.K. (2004), “Source Apportionment of Fine Particles in Washington D.C., Utilizing Temperature-Resolved Carbon Fractions”, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 54, págs. 773-785.

Kim E., Hopke P.K., Larson T.V., Maykut N.N., Lewtas J. (2004), “Factor Analysis of Seattle Fine Particles”, *Aerosol Sci. Technol.*, 38, págs. 724-738.

Kim E. y Hopke P.K. (2004), “Improving Source Identification of Fine Particles in a Rural Northeastern U.S. Area Utilizing Temperature-Resolved Carbon Fractions”, *J. Geophys. Res.*, 109, DOI 10.1029/ 2003JD004199.

Kim E., Hopke P.K. y Edgerton E.S. (2004), “Improving Source Identification of Atlanta Aerosol Using Temperature Resolved Carbon Fractions in Positive Matrix Factorization”, *Atmos. Environ.*, 38, págs. 3349-3362.

Kim E., Hopke P.K. y Qin Y. (2005), “Estimation of Organic Carbon Blank Values and Error Structures of the Speciation Trends Network Data for Source Apportionment”, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 55, págs. 1190- 1199.

Kim E., Hopke P.K., Kenski D.M. y Koerber M. (2005), “Sources of Fine Particles in a Rural Midwestern U.S. Area”, *Environ. Sci. Technol.*, 39, 4953-4960.

Kim E. y Hopke P.K. (2005), “Improving Source Apportionment of Fine Particles in the Eastern United States Utilizing Temperature-Resolved Carbon Fractions”, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 55, págs. 1456-1463.

Kim E. y Hopke P.K. (2006), “Characterization of Fine Particle Sources in the Great Smoky Mountains Area”, *Sci. Tot. Environ.*, 368, págs. 781-794.

Kim Oanh N.T., Pongkiatkul P., Upadhyay N., Hopke P.P. (2009), “Designing ambient particulate matter monitoring program for source apportionment study by receptor modeling”, *Atmospheric Environment*, 43, págs. 3334–3344.

Kleinman M.T., Pasternack B.S., Elsenbud M., Kneip T.J. (1980), “Identifying and estimating the relative importance of sources of airborne particulates”, *Environmental Science & Technology*, 14 (1), págs. 62–65.

Klinedinst D. B. y Currie L. A. (1999), Environ. Sci. Technol., 33 (23), págs. 4146-4154.

Kneip T.J., Kleinman M.T. y Eisenbud M. (1973), “Proceedings of the 3rd IUAPPA Clean Air Congress”; Dusseldorf, Germany, págs. C96-C97.

Laden F., Neas L.M., Dockery D.W., Schwartz, J (2000), “Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six US cities”, Environmental Health Perspectives, 108 (10), págs. 941–947.

Lee E., Chan C.K. y Paatero P. (1999), “Application of Positive Matrix Factorization in Source Apportionment of Particulate Pollutants in Hong Kong”, Atmos. Environ., 33, págs. 3201-3212.

Lee J.H., Yoshida Y., Turpin B.J., Hopke P.K., Poirot R.L., Liou P.J. y Oxley J.C. (2002), “Identification of Sources Contributing to Mid-Atlantic Regional Aerosol”, J. Air & Waste Manage. Assoc., 52, págs. 1186-1205.

Lee P.K.H., Brook J.R., Dabek-Zlotorzynska E. y Mabury S. (2003), “Identification of the Major Sources Contributing to PM_{2.5} Observed in Toronto”, Environ. Sci. Technol., 37, págs. 4831-4840.

Lee H., Park S.S., Kim K.W., Kim Y.J. (2008), “Source identification of PM_{2.5} particles measured in Gwangju, Korea”, Atmospheric Research, 88, págs. 199–211.

Li J., Pósfai M., Hobbs P.V. y Buseck P. (2003), “Individual aerosol particles from biomass burning in southern Africa: 2. Compositions and aging of inorganic particles”, J. Geophys. Res., 108(D13), doi:10.1029/2002JD002310.

Lin C., Chen S., Huang K, Hwang W., Chien G. C. y Lin W. (2005), “Characteristics of metals in nano/ultrafine/fine/coarse particles collected beside a heavily trafficked road”, *Environ. Sci. Technol.*, 39, 8113008122.

Liu W., Hopke P.K., Han Y.-J., Yi S.-M., Holsen T.M., Cybart S., Kozlowski K. y Milligan M. (2003), “Application of Receptor Modeling to Atmospheric Constituents at Potsdam and Stockton, NY”, *Atmos. Environ.*, 37, págs. 4997-5007.

Liu W., Hopke P.K. y VanCuren R.A. (2003), “Origins of Fine Aerosol Mass in the Western United States Using Positive Matrix Factorization”, *J. Geophys. Res.*, 108, DOI 10.1029/2003JD003678.

Liu W., Wang Y., Russell A. y Edgerton E.S. (2005), “Atmospheric Aerosol over Two Urban-Rural Pairs in the Southeastern United States: Chemical Composition and Possible Sources”, *Atmos. Environ.*, 39, págs. 4453-4470.

Lowenthal D.H. y Rahn K. A. (1989), “The relationship between secondary sulfate and primary regional signatures in northeastern aerosol and precipitation”, *Atmos. Environ.*, 23, págs. 503-509.

Malinowski E.R. (2002), “Factor Analysis in Chemistry”, John Wiley and Sons, Inc.: New York, NY.

Malm W. C., Sisler J. F., Huffman D., Eldred R. A. y Cahill T. A. (1994), “Spatial and seasonal trends in particle concentration and optical extinction in the United States”, *J. Geophys. Res.*, 99, págs. 1347– 1370.

Manchester-Neesvig J.B., Schauer J.J. y Cass G.R. (2003), “The distribution of particle-phase organic compounds in the atmosphere and their use for source apportionment during the southern California children’s health study”, *Journal of the Air and Waste Management Association*, 53 (9), págs. 1065–1079.

Mansuy L., Philip R. P. y Allen J. (1997), Environ. Sci. Technol., 31 (12), págs. 3417-3425.

Mar T.F., Norris G.A., Koenig J.Q. y Larson T.V. (2000), “Associations between air pollution and mortality in Phoenix, 1995–1997”, Environmental Health Perspectives, 108 (4), págs. 347–353.

Marmur A., Unal A., Mulholland J.A. y Russell A.G. (2005), “Optimization-Based Source Apportionment of PM_{2.5} Incorporating Gas-to-Particle Ratios”, Environ. Sci. Technol., 39, págs. 3245-3254.

Marmur A., Park S.K., Mulholland J.A., Tolbert P.E. y Russell A.G. (2006), “Source Apportionment of PM_{2.5} in the Southeastern United States Using Receptor and Emissions-Based Models: Conceptual Differences and Implications for Time-Series Health Studies”, Atmos. Environ., 40, págs. 2533-2551.

Maricq M.M., Chase R.E., Xu N. y Laing P.M. (2002), “The Effects of the Catalytic Converter and Fuel Sulfur Level on Motor Vehicle Particulate Matter Emissions: Light Duty Diesel Vehicles”, Environ. Sci. Technol., 36, págs. 283-289.

Maykut N.N., Lewtas J., Kim E. y Larson T.V. (2003), “Source Apportionment of PM_{2.5} at an Urban IMPROVE Site in Seattle, Washington”, Environ. Sci. Technol., 37, págs. 5135-5142.

Mazzei F., D_Alessandro, A.D., Lucarelli F., Nava S., Prati P., Valli G. y Vecchi R. (2008), “Characterization of Particulate Matter Sources in an Urban Environment”, Sci. Total Environ., 401, págs. 81-89.

Metzger K.B., Tolbert P.E., Klein M., Peel J.L., Flanders W.D., Todd K., Mulholland J.A., Ryan P.B. y Frumkin H. (2004a), “Ambient air pollution and cardiovascular emergency department visits”, Epidemiology, 15 (1), págs. 46–56.

Metzger K.B. y col. (2004b), “Ambient air pollution and arrhythmic events in patients with implanted cardioverter defibrillators, 1993–2002”, *Epidemiology*, 15 (4), págs. S22–S23.

Miller S.L., Anderson M.J., Daly E.P. y Milford J.B. (2002), “Source apportionment of exposures to volatile organic compounds. I. Evaluation of receptor models using simulated exposure data”, *Atmospheric Environment*, 36, págs. 3629–3641.

Miranda J., Andrade E., López-Suárez A., Ledesma R., Cahill T. A. y Wakabayashi P. H. (1996), “A receptor model for atmospheric aerosols from a southwestern site in Mexico City”, *Atmos. Environ.*, 30, págs. 3471–3479.

(NARSTO). (2003), “North America Research Strategy for Tropospheric Ozone Fine Particle Assessment”, Part 2. Chapter 3 Atmospheric Aerosols Processes. Pandis, S. EPRI 1007735.

Ogulei D., Hopke P.K., Zhou L., Paatero P., Park S.S. y Ondov J.M. (2005), “Receptor Modeling for Multiple Time Resolved Species: the Baltimore Supersite”, *Atmos. Environ.*, 39, págs. 3751-3762.

Olmez I. (1989), “Trace element signatures in groundwater pollution. In Transactions, Receptor Models in Air Resources Management”, Watson, J. G., Ed.; Air & Waste Management Association: Pittsburgh, PA, págs. 3-11.

OMS Europa. (2005), “Particulate matter air pollution: How it harms health”, Hoja de hechos, EURO/04/05.

Okamoto S.I., Hayashi M., Nakajima M., Kainuma Y. y Shiozawa K. (1990), “A factor analysis-multiple regression model for source apportionment of suspended particulate matter”, *Atmospheric Environment, Part A. General Topics* 24, págs. 2089–2097.

Ozkaynak H y Thurston G.D. (1987), “Associations between 1980 United-States mortality-rates and alternative measures of airborne particle concentration”, *Risk Anal*, 7(4), págs. 449–461.

Paatero P. y Tapper U. (1993), “Analysis of Different Methods of Factor Analysis as Least square Fit Problem”, *Atmos. Environ.*, 18, págs. 183-194.

Paatero P. y Tapper U. (1994), “Positive Matrix Factorization: a Non-Negative Factor Model with Optimal Utilization of Error Estimates of Data Values”, *Environmetrics*, 5, págs. 111-126.

Paatero P. (1997), “Least Squares Formulation of Robust Non-Negative Factor Analysis”, *Atmos. Environ.*, 37, págs. 23-35.

Paatero P. (1999), “A Table-driven Least Squares Program for Solving Multilinear Problems, Including the N-Way Parallel Factor Analysis Model”, *J. Comput. Graph. Stat.* 8, págs. 854-888.

Paatero P. (2000), “User’s guide for positive matrix factorization programs PMF2 and PMF3”, part 2: reference. Prepared by University of Helsinki, Finland, February.

Paatero P., Hopke P.K., Song X.-H. y Ramadan Z. (2002), “Understanding and Controlling Rotations in Factor Analytic Models”, *Chemometrics Intell. Lab. Systems*, 60, págs. 253-264.

Paatero P. y Hopke P.K. (2003), “Discarding or Downweighting High-Noise Variables in Factor Analytic Models”, *Anal. Chim. Acta*, 490, págs. 277-289.

Paatero P., Hopke P.K., Begum B.A. y Biswas S.W. (2005), “A graphical diagnostic method for assessing the rotation in factor analytical models of atmospheric pollution”, *Atmos. Environ.*, 39, págs. 193-201.

Pacyna J.M., Semb A. y Hanssen J.E. (1984), “Emission and long-range transport of trace elements in Europe”, Norwegian Institute for Air Research, 36B, págs. 163-178.

Pacyna J.M. (1986), “In Toxic Metals in the Atmosphere”, Nriagu J.O., Davidson C.I., Eds.; Wiley: New York, págs. 33-52.

Park S.S., Bae M.S. y Kim Y.J. (2001), “Chemical composition and source apportionment of PM_{2.5} particles in the Sihwa area, Korea”, Journal of Air and Waste Management Association, 51, págs. 393–405.

Park S.K., Cobb C.E., Wade K., Mulholland J., Hu Y. y Russell A.G. (2006), “Uncertainty in Air Quality Model Evaluation for Particulate Matter Due to Spatial Variations in Pollutant Concentrations”, Atmos. Environ., 40, págs.S563-S573.

Peel J.L. y col (2005), “Ambient air pollution and respiratory emergency department visits”, Epidemiology 16 (2), págs. 164–174.

Pekney N.J., Davidson C.I., Robinson A., Zhou L.M., Hopke P.K., Eatough D.J. y Rogge W.F. (2006), “Major Source Categories for PM_{2.5} in Pittsburgh Using PMF and UNMIX”, Aerosol Sci. Technol., 40, págs. 910-924.

Pena-Mendez E.M., Astorga-Espana M.S., Garca-Montelongo F.J. (2001), Environ. Poll., 111 (2), págs.177-187.

Peters A., Dockery D.W., Muller J.E. y Mittleman M.A. (2001), “Increased particulate air pollution and the triggering of myocardial infarction”, Circulation 103 (23), págs. 2810–2815.

Pitchford M.L., Schichtel B.A., Gebhart K.A., Barna M.G., Malm W.C., Tombach I.H. y Knipping E.M. (2005), “Reconciliation and Interpretation of Big Bend National Park’s Particulate Sulfur Source Apportionment: Results from the BRAVO Study, Part II”, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 55, págs. 1726-1732.

Poirot R.L., Wishinski P.R., Hopke P.K. y Polissar A.V. (2001), “Comparative Application of Multiple Receptor Methods to Identify Aerosol Sources in Northern Vermont”, *Environ. Sci. Technol.*, 35, págs. 4622-4636.

Polissar A.V., Hopke P.K., Malm W.C. y Sisler J.F. (1996), “The Ratio of Aerosol Optical Absorption Coefficients to Sulfur Concentrations, as an Indicator of Smoke from Forest Fires when Sampling in Polar Regions”, *Atmos. Environ.*, 30, 1147-1157.

Polissar A.V., Hopke P.K., Paatero P., Malm W.C. y Sisler J.F. (1998), “Atmospheric Aerosol over Alaska 2. Elemental Composition and Sources”, *J. Geophys. Res.*, 103, págs. 19045-19057.

Polissar A.V., Hopke P.K. y Poirot R.L. (2001), “Atmospheric Aerosol over Vermont: Chemical Composition and Sources”, *Environ. Sci. Technol.*, 35, págs. 4604-4621.

Politis D.N. y White H. (2003), “Automatic block-length selection for the dependent bootstrap”, Prepared by the University of California at San Diego, La Jolla, CA, February.

Pope, C.A., Thun M.J., Namboodiri M.M., Dockery D.W., Evans J.S., Speizer F.E. y Heath C.W. (1995), “Particulate air-pollution as a predictor of mortality in a prospective-study of us adults”, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 151 (3), págs. 669–674.

Pope C.A., Burnett R.T., Thun M.J., Calle E.E., Krewski D., Ito c.K. y Thurston G.D. (2002), “Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution”, *Journal of the American Medical Association*, 287(9), págs. 1132-1141.

ProAire (2008), (Programa de gestión para mejorar la calidad del aire del Área Metropolitana de Monterrey 2008-2012), consultado en: http://www.ni.gov.mx/pics/pages/proaire_base/PRO-AIRE.pdf, noviembre 2010.

Qin Y. y Oduyemi K. (2003), “Atmospheric Aerosol Source Identification and Estimates of Source Contributions to Air Pollution in Dundee, UK”, *Atmos. Environ.*, 37, págs. 1799-1809.

Querol X., Alastuey A., Puigercus J.A., Mantilla E., Miro J.V., Lopez-Soler A., Plana F. y Artíñano B. (1998), “Seasonal evolution of suspended particles around a large coal-fired power station: particles levels and sources”, *Atmospheric Environment*, 32 (11), págs. 1963-1978.

Ramadan Z., Song X.-H. y Hopke P.K. (2000), “Identification of Sources of Phoenix Aerosol by Positive Matrix Factorization”, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 50, págs. 1308-1320.

Ravishankara A.R. y Longfellow C.A. (1999), “Reactions on tropospheric condensed matter”, *Phys Chem. Chem Phys.*, 1, págs. 5433-5441.

Reff A., Eberly S.I. y Bhave P.V. (2007), “Receptor Modeling of Ambient Particulate Matter Data Using Positive Matrix Factorization: Review of Existing Methods”, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 57, págs. 146-154.

Salcedo D., Onasch T.B., Dzepina K., Canagaratna M.R., Zhang Q., Huffman J.A., DeCarlo P.F., Jayne J.T., Mortimer P., Worsnop D.R., Kolb C.E., Johnson K.S., Zuberi B., Marr L. C., Volkamer R., Molina L.T., Molina M.J., Cardenas B., Bernabé R.M., Márquez C., Gaffney J.S., Marley N.A., Laskin A., Shutthanandan V., Xie Y.,

Brune W., Leshner R., Shirley T. y Jimenez J. L. (2006), "Characterization of ambient aerosols in Mexico City during the MCMA-2003 campaign with Aerosol Mass Spectrometry: results from the CENICA Supersite", *Atmos. Chem. Phys.*, 6, págs. 925–946, <http://www.atmos-chem-phys.net/6/925/2006/>.

Sarnat J.A., Klein M., Tolber P.E., Marmur A., Russell A.G., Kim E. y Hopke P.K. (2006), "Examining the Cardiovascular Health Effects of Atlanta Aerosol Using Three Source Apportionment Techniques. In: Proceedings of 7th International Aerosol Conference", American Association of Aerosol Research: St. Paul, MN.

Schauer J.J., Kleeman M.J., Cass G.R. y Simoneit B.R.T. (1999a), "Measurement of emissions from air pollution sources. 2. C1 through C30 organic compounds from medium duty diesel trucks", *Environ Sci Technol*, 33, págs. 1578–1587.

Schauer J.J. y Cass G.R. (2000), "Source apportionment of wintertime gas-phase and particle-phase air pollutants using organic compounds as tracers", *Environ Sci Technol*, 34, págs. 1821–32.

Schauer J.J., Shafer M., Christensen C., Kittelson D.B., Johnson J. y Watts W. (2003), "Impact of cold-cold start temperature on the chemical composition of PM emissions from SI vehicles", Presented at the 13th CRC On-Road Vehicle Emissions Workshop. San Diego, CA, April 7–9.

Schreuder A.B., Larson T.V., Sheppard L. y Claiborn C.S. (2006), "Ambient woodsmoke and associated respiratory emergency department visits in Spokane, Washington", *Int J Occup Environ Health*, 12(2), págs. 147–153.

Seigneur C. (1998), "PM2.5 modeling: Current status and research needs. In Proceedings, PM2.5: A Fine Particle Standard", Chow, J. C., Koutrakis, P., Eds.; Air & Waste Management Association: Pittsburgh, PA, págs. 713-724.

Seinfeld J.H. y Pandis S.N. (1998), “Atmospheric chemistry and physics from air pollution to climate change”, New York, NY, USA: Wiley, págs. 649–655.

Seinfeld J.H. y Pandis S.N. (2006), Atmospheric Chemistry and Physics, New Jersey, 1145, pág. 266.

SEMARNAT-INE. (2007), “Tercer Almanaque de datos y tendencias de la calidad del aire en nueve ciudades mexicanas”, México, 19 pp. Disponible en: <http://www.ine.gob.mx/publicaciones/new.consultaListaPub.php>.

Sirois A. y Barrie L.A. (1999), “Arctic Lower Tropospheric Aerosol Trends and Composition at Alert, Canada”, 1980–1995; J. Geophys. Res., 104, págs. 11599-11618.

SMA-GDF. (2004), (Secretaria del Medio Ambiente, Gobierno del Distrito Federal). Inventario de Emisiones de la ZMVM 2004, México.

Smolders E. y DeGryse F. (2002), “Fate and effect of zinc from tire debris in soil”, Environ. Sci. Technol., 36, págs. 3706–3710.

Song X.H., Faber N.M., Hopke P.K., Seuss D.T., Prather K.A., Schauer J.J. y Cass G.R. (2001), “Source Apportionment of Gasoline and Diesel by Multivariate Calibration Based on Single Particle Mass Spectral Data”, Anal. Chim. Acta, 446, págs. 327-343.

Song Y., Zhang Y.H., Xie S.D., Zeng L., Zheng M., Salmon L.G., y col. (2006), “Source apportionment of PM_{2.5} in Beijing by positive matrix factorization”, Atmospheric Environment, 40, págs. 1526–1537.

Su M. C., Christensen E. R. y Karls J. F. (1998), Environ. Pollut., 99 (3), pág. 411.

Thurston G.D. y Spengler J.D. (1985), “A Quantitative Assessment of Source Contributions to Inhalable Particulate Matter Pollution in Metropolitan Boston”, Atmos. Environ., 19, págs. 9-25.

Tsai F.C., Apte M.G. y Daisey J.M. (2000), “An exploratory analysis of the relationship between mortality and the chemical composition of airborne particulate matter”, *Inhalation Toxicology*, 12, págs. 121–135.

Tsai J., Owega S., Evans G.; Jervis R., Fila M., Tan P. y Malpica O. (2004), “Chemical Composition and Source Apportionment of Toronto Summertime Urban Fine Aerosol (PM_{2.5})”; *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 259, págs. 193-197.

Turner D. B. (1979), *JAPCA*, 29, págs. 502-519.

U.S. Environmental Protection Agency. (2007), “Guidance on the Use of Models and Other Analyses for Demonstrating Attainment of Air Quality Goals for Ozone, PM_{2.5}, and Regional Haze Draft 3.2”, U.S. Environmental Protection Agency: Research Triangle Park, NC, 2006; available at http://www.epa.gov/ttn/scram/guidance/guide/draft_final-pm-O3-RH.pdf.

U.S. EPA. (2000), “National air pollutant emission trends, procedures document, 1900-1998”, Report No. EPA-454/R-00-002. Prepared by U.S. Environmental Protection Agency: Research Triangle Park, NC.

Vecchi R., Marcazzan G., Valli G., Ceriani M. y Antoniazzi C. (2004), “The role of atmospheric dispersion in the seasonal variation of PM₁ and PM_{2.5} concentration and composition in the urban area of Milan (Italy)”, *Atmos. Environ.*, 38, págs. 4437– 4446.

Vedal S. (1997), “Ambient particles and health: lines that divide”, *Journal of the Air and Waste Management Association*, 47 (5), págs. 551–581.

Vega E., Mugica V., Reyes E., Sánchez G., Chow J.C. y Watson J.G. (2001), “Chemical Composition of Fugitive Dust Emitters in Mexico City”, *Atmos. Environ.*, 35, págs. 4033-4039.

Vega E., Lowenthal D., Ruiz H., Reyes E., Watson J.G., Chow J.C., Viana M., Querol X. y Alastuey A. (2009), “Fine Particle Receptor Modeling in the Atmosphere of Mexico City”, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 59, págs. 1417–1428.

Wang, H. y Shooter D. (2005), “Source Apportionment of Fine and Coarse Atmospheric Particles in Auckland, New Zealand”, *Sci. Total Environ.*, 340, págs. 189-198.

Wark K. y Warner C. (1996), “Contaminación del Aire. Origen y Control”, Ed. Limusa. México.

Watson J.G. (1984), “Overview of Receptor Model Principles”, *J. Air Poll. Control Assoc.*, 34, págs. 619-623.

Watson J. G., Cooper J. A. y Huntzicker J. J. (1984), *Atmos. Environ.*, 18 (7), págs. 1347-1355.

Watson J.G., Robinson N.F., Chow J.C., Henry R.C., Kim B.M., Pace T.G., Meyer E.L. y Nguyen Q. (1990), “The USEPA/DRI Chemical Mass Balance Receptor Model, CMB 7.0.”, *Environ. Software*, 5, págs. 38-49.

Watson J.G., Chow J.C. y Peace T.G. (1991), Chemical Mass Balance, presentado en: Hopke, P. K. (Editor), *Receptor modeling for Air Quality Management*, Amsterdam, Holanda, págs. 83-114.

Watson J.G., Chow J.C., Lu Z., Fujita E.M., Lowenthal D.H. y Lawson D.R. (1994), “Chemical mass balance source apportionment of PM10 during the Southern California air quality study”, *Aerosol Science and Technology*, 21, págs. 1–36.

Watson J.G., Robinson N.F., Lewis C.W., Coulter C.T., Chow J.C., Fujita E.M., Lowenthal D.H., Conner T.L., Henry R.C. y Willis R.D. (1997), “Chemical mass balance receptor model version 8 (CMB) user’s manual”, Prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, by Desert Research Institute: Reno, NV.

Watson J.G., Chow J.C. y Fujita E.M. (2001), “Review of Volatile Organic Compound Source Apportionment by Chemical Mass Balance”, *Atmos. Environ.*, 35, págs. 1567-1584.

Watson J.G. y Chow J.C. (2001a), “PM2.5 Chemical Source Profiles for Vehicular Exhaust, Vegetation Burning, Geological Materials and Coal Burning in Northwestern Colorado during 1995”, *Chemosphere*, 43, págs. 1141-1151.

Watson J.G. y Chow J.C. (2001b), “Source Characterization of Major Emission Source in the Imperial and Mexicali Valleys along the US/Mexico Border”. *Sci. Total Environ.*, 276, págs. 33-47.

Watson J.G. y Chow J.C. (2002), “Particulate pattern recognition. In Introduction to Environmental Forensics”, Murphy, B. L., Morrison, R., Eds.; Academic Press: New York, págs. 429-460.

Watson J.G. y Chow J.C. (2004), Receptor Models for Air Quality Management, EM, October 2004.

Watson J.G., Zhu T., Chow J.C., Engelbrecht J., Fujita E.M. y Wilson W.E. (2002), “Receptor Modeling Application Framework for Particle Source Apportionment”, *Chemosphere*, 49, págs. 1093-1136.

White W.H., Roberts P.T. (1977), *Atmos. Environ.*, 11, págs. 803-812.

Winchester J.W. y Nifong G.D. (1971), “Water, Air, Soil Pollut”, 1, págs. 50-64.

Wolff G.T., Korsog P.E., Kelly N.A. y Fermam M.A. (1985), “Relationships between Fine Particulate Species, Gaseous Pollutants and Meteorological Parameters in Detroit19”, Atmos. Environ., 19, págs. 1341-1349.

Yao X., Lau A.P.S., Fang M., Chan C.K. y Hu M. (2003), “Size distributions and formation of ionic species in atmospheric particulate pollutants in Beijing, China”, 1. Inorganic ions. Atmospheric Environment, 37, págs. 2991–3000.

Zhao W. y Hopke P.K. (2004), “Source Apportionment for Ambient Particles in the San Gorgonio Wilderness”, Atmos. Environ., 38, págs. 5901-5910.

Zheng M., Cass G.R., Schauer J.J. y Edgerton E.S. (2002), “Source apportionment of PM_{2.5} in the southeastern United States using solvent-extractable organic compounds as tracers”, Environ Sci Technol., 36, 11, págs. 2361–2371.

Zheng M., Salmon L.G., Schauer J.J., Zeng L., Kiang C.S., Zhang Y. y col. (2005), “Seasonal trends in PM_{2.5} source contributions in Beijing, China”, Atmospheric Environment, 39, págs. 3967–3976.

Zheng M., Ke L., Edgerton E.S., Schauer J.J., Dong M. y Russell A.G. (2006), “Spatial Distribution of Carbonaceous Aerosol in the Southeastern United States Using Molecular Markers and Carbon Isotope Data”, J. Geophys. Res., 111, D10S06.

Zheng M., Cass G.R., Ke L., Wang F., Schauer J.J., Edgerton E.S. y col. (2007), “Source apportionment of daily fine particulate matter at Jefferson Street, Atlanta, GA, during summer and winter”, J Air Waste Manag Assoc., 57, 2, págs. 228–242.

Zhou L., Hopke P.K., Paatero P., Ondov J.M., Pancras J.P., Pekney NJ y col. (2004), "Advanced factor analysis for multiple time resolution aerosol composition data. Atmospheric Environment", 38, págs. 4909–4920.