UNIVERSIDAD AUTONOMA METROPOLITANA
Casa abierta al tiempo Azcapotzalco

DIVISIÓN DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

Modelación de transporte y dispersión de partículas $PM_{2.5}$ y PM_{10} utilizando un modelo euleriano a nivel mesoescala en la región de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México

Proyecto de investigación para obtener el grado de Maestro en Ciencias e Ingeniería Ambientales

Presenta:

I.Q. Enrique González Valladolid

Asesora: Dra. Violeta Mugica Alvarez
Co-asesor: Dr. Rafael Villaseñor Gutiérrez

México, D. F. **2003.**

Agradecimientos

A la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco por haberme acogido durante los dos años en que duraron mis estudios de maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el otorgamiento de una beca.

Al Instituto Mexicano del Petróleo quien a través de su proyecto "Estudio integral para entender los problemas de contaminación atmosférica por partículas en la ZMCM y su impacto regional y global utilizando modelos de calidad del aire" proporcionó el apoyo técnico y logístico para el desarrollo del tema de tesis.

Al Departamento del Distrito Federal quien proporcionó información del tipo de suelos en la Cuenca de la Ciudad de México.

A mis asesores la Dra. Violeta Mugica Alvarez de la UAM y al Dr. Rafael Villaseñor Gutiérrez del IMP por la asesoría brindada durante el desarrollo de la tesis.

Al M.C. Jorge Gasca del IMP por proporcionar los inventarios de emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} así como la asesoría en las dudas surgidas.

A la Ing. Tania López por haber proporcionado los campos meteorológicos de los días modelados.

A todos mis compañeros de la maestría, a Alma y Magdalena con quienes comparto su amistad.

Finalmente quiero dedicar esta tesis a mi familia, la piedra angular de mi vida. Papá gracias por tu amor y espíritu de servicio. Hermano gracias por tu cariño y ser mi mejor amigo. Mamá gracias por tu amor, tu sabes que te quiero, te respeto y esta tesis va por tí.

RESUMEN

La Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) frecuentemente presenta violaciones a los estándares de calidad del aire por niveles altos de ozono y de PM_{10}. Siendo además la ZMCM la región más industrializada del país existen también emisiones importantes de $PM_{2.5}$. Ante esta situación, se utilizó un sistema de modelación consistente en un modelo meteorológico (CALMET), un algoritmo de emisiones (EMIT) y un modelo de transporte y dispersión euleriano (CALGRID), para obtener los perfiles de emisiones así como la distribución espacio temporal de $PM_{2.5}$ y PM_{10} de dos días contrastantes en cuanto a los niveles de partículas ocurridos en invierno de 1997. La escala de la región de estudio comprendió una extensión de 135 km en la dirección este por 155 km en la dirección norte. Con esto no sólo se incluyó a la ZMCM sino regiones tan apartadas como el estado de Hidalgo, permitiendo analizar el comportamiento de PM dentro de la ZMCM y también en zonas rurales. En el trabajo de modelación se emplearon inventarios de emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} de la ZMCM. Ambos inventarios comprendieron las siguientes categorías: fuentes móviles, fuentes puntuales, caminos pavimentados y caminos no pavimentados. Adicionalmente para la fracción PM_{10}, se calcularon las emisiones provenientes de suelos erosionados aplicando una metodología a los diferentes tipos de suelos presentes en la región completa de estudio. El algoritmo de cálculo está basado en una ecuación empírica de erosión que utiliza la energía del viento para el cálculo del flujo de masa de PM_{10} en la dirección horizontal; y después por medio de un balance de momentum entre el flujo de masa horizontal y el flujo de masa vertical, obtener las emisiones de suelos PM_{10}. Los perfiles de emisiones resultantes de $PM_{2.5}$ y PM_{10} de los dos días modelados muestran un comportamiento de aumento hacia el mediodía y hacia las siete de la noche, sin embargo las emisiones totales del día 5 de marzo son mayores que las del día 6 de marzo en todas las categorías del inventario. Dicho comportamiento está estrechamente relacionado con el ritmo de actividad de la ZMCM y sugiere que las emisiones del transporte, la actividad industrial y la resuspensión de polvos por la circulación de vehículos se encuentran entre las principales causas de la presencia de $PM_{2.5}$ y PM_{10}. Las emisiones erosivas PM_{10} del día 5 de marzo fueron mayores a las del día 6 de marzo como resultado que la fuerza del viento fuera mayor en este primer día que en el siguiente, principalmente en la segunda mitad del día. Las salidas de las modelaciones se compararon con datos de la red local de monitoreo para PM_{10} y con datos de una campaña realizada en invierno de 1997 para $PM_{2.5}$ y PM_{10}. El nivel de desempeño del modelo en ambos días en gran parte de las estaciones de monitoreo es aceptable. Factores como la complejidad de la topografía del dominio de estudio, incertidumbre en el cálculo de las emisiones del inventario de $PM_{2.5}$ y PM_{10} así como no homogeneidades en los campos meteorológicos pueden influir en las diferencias encontradas entre las concentraciones predichas y las concentraciones observadas.

ABSTRACT

The Mexico City Metropolitan Area (MCMA) frequently suffers from violations to the air quality standards by high ozone and PM_{10} levels. Being also the MCMA, the most industrialized region in the country, there are important emissions from sources of $PM_{2.5}$. In the face of this situation, a modeling system comprised by a meteorological model (CALMET), an emission algorithm (EMIT) and a transport and dispersion eulerian model (CALGRID) was used to obtain the emission profiles and the space-temporary distribution of $PM_{2.5}$ and PM_{10} of two contrasting episodes according to the PM levels ocurred in winter of 1997. The study region scale encompassed an extension of 135 km easting by 155 km northing. With this, not only the MCMA was included but also distant places such as Hidalgo state, allowing to analyze the PM behavior within the MCMA and also in rural areas. In the modeling work, $PM_{2.5}$ and PM_{10} emission inventories of the MCMA were used. Both inventories encompassed the following categories: mobil sources, point sources, paved roads and unpaved roads. Additionally to the PM_{10} fraction, emissions from eroded soils were calculated applying a methodology to the different soil types present in the whole study region. The estimation algorithm is based upon an empirical erosion equation that uses the wind energy for the calculation of the PM_{10} flux in the horizontal direction and afterwards through a momentum balance between the horizontal flux and the vertical flux obtain the PM_{10} soil emissions. The resulting $PM_{2.5}$ and PM_{10} emission profiles of the two modeled days show an increase behavior towards noon and the seven at night, however the total emissions from March 5 were higher than those of March 6 in all the inventory categories. This aforementioned behavior is closely related to the activity rythm of the MCMA and suggests that emissions of transport, industrial activity and dust resuspension by vehicles circulation are among the main causes of the $PM_{2.5}$ and PM_{10} presence. The March 5 PM_{10} erosive emissions were higher than those of March 6 as regards the wind force was higher this first day than the next one, mainly in the second half. The modeling outputs were compared to data from the PM_{10} local monitoring network and to a campaign data carried out in winter of 1997 for $PM_{2.5}$ and PM_{10}. The model performance level in most of the monitoring stations is acceptable in both days. Factors such as the topography complexity of the sutdy domain, uncertainty in the $PM_{2.5}$ and PM_{10} emission inventory calculation and no-homogeneities in the meteorological fields can influence in the differences found between the predicted concentrations and the observed concentrations.

INDICE GENERAL

CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN 1

1.1 PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS, DEFINICIONES, ORIGEN Y EFECTOS 1

1.1.1 Definiciones de partículas atmosféricas 1

1.1.2 Origen de las Partículas 1

1.1.3 Efectos en la Salud 3

1.1.4 Efectos en el Ambiente 3

1.2 PROBLEMÁTICA DE PARTÍCULAS EN LA ZONA METROPOLITANA DE LA CIUDAD DE MÉXICO 5

1.2.1 Descripción de la Región de Estudio 5

1.2.2 Meteorología en la CCM y su relación con la calidad del aire 6

1.2.3 Composición de las Partículas en la ZMCM 9

1.2.4 Monitoreo de partículas 11

1.2.5 Norma s Oficiales Mexicanas de Partículas 12

1.2.6 Excedencias de partículas en la ZMCM. 14

1.3 ESTRATEGIAS DE CONTROL DE PARTÍCULAS 15

1.3.1 Reducción de emisiones generadas por el transporte 15

1.3.2 Reducción de emisiones en la industria y los servicios 16

1.3.3 Preservación y restauración de los recursos naturales y prevención de la expansión de la mancha urbana 17

1.3.4 Integración de Políticas y Reforzamiento del Marco Normativo 18

1.3.5 Investigación de la dispersión y transporte de partículas en la ZMCM 19

1.4 JUSTIFICACIÓN DEL TRABAJO DE TESIS 23

1.5 OBJETIVOS Y METAS DEL TRABAJO DE TESIS 24

1.6 SINOPSIS DE LA TESIS 25

CAPITULO 2. EL SISTEMA DE MODELACIÓN 26

2.1 CALMET 26

2.1.1Datos de Entrada Requeridos 27

2.1.2 Modelo de Capa Límite de CALMET 32

2.2 EMIT 37
2.2.1 Metodología para el cálculo de las emisiones de polvos 37
2.2.2 Flujo de masa PM_{10} Horizontal 38
2.2.2.1 Indice de polvos PM_{10} 38
2.2.2.2 Cobertura de superficie y rugosidad 39
2.2.2.3 Energía del viento 40
2.2.2.4 Indice de Erosionabilidad 40
2.2.2.5 Contenido de Agua. 42
2.2.3 Flujo de masa PM_{10} Vertical 42
2.3 CALGRID 45
2.3.1 Requerimientos de Datos de Entrada 46
2.3.2 Advección y Difusión 46
2.3.3 Advección Horizontal 47
2.3.4 Difusión Horizontal 48
2.3.5 Advección Vertical 49
2.3.6 Difusión Vertical 49
2.3.7 Depositación Seca 51
2.3.8 Concentraciones Inicial y de Frontera 51
2.3.9 Salidas 52

CAPITULO 3. METODOLOGIA 53

3.1 BASES DE DATOS DE CONCENTRACIONES DE PM 53
3.1.1 Estudio: Investigación sobre Materia Particulada y Deterioro Atmosférico (IMADA) 53
3.1.2 Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) 54
3.2 SELECCIÓN DE LOS EPISODIOS 55
3.2.1 Condiciones meteorológicas 55
3.2.2 Análisis de la Calidad del Aire en el periodo de IMADA 58
3.2 ADECUACIÓN DE LAS BASES DE DATOS 58
3.2.1 Campos Meteorológicos de los Eventos Seleccionados 58
3.2.2 Topografía y Uso de Suelo 60
3.2.3 Tipos de Suelos 60

3.2.4 Inventarios de Emisiones $PM_{2.5}$ y PM_{10} 60

3.3 OBTENCIÓN DE LAS EMISIONES DE LAS DIFERENTES CATEGORÍAS DEL INVENTARIO DE EMISIONES DE $PM_{2.5}$ Y PM_{10} Y DE LAS EMISIONES EROSIVAS PM_{10}. 65

3.3.1 Obtención de las emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} 65

3.3.1.1 Factores de Modulación 65

3.3.2 Obtención de las emisiones erosivas PM_{10} 70

3.3.2.1 Parámetros de tipo de suelo 70

3.3.2.2 Parámetros de uso de suelo 70

3.3.2.3 La constante de flujo PM_{10} de suelos vertical 72

3.4 ALIMENTACIÓN DE LAS BASES DE DATOS AL MODELO DE DISPERSIÓN Y TRANSPORTE FOTOQUÍMICO CALGRID 72

3.4.1 Campos meteorológicos 72

3.4.2 Velocidades de depositación 73

3.4.3 Concentraciones Iniciales 73

3.4.4 Emisiones $PM_{2.5}$ y PM_{10} 73

CAPITULO 4. ANALISIS DE RESULTADOS 74

4.1 EVENTO DEL DÍA 5 DE MARZO DE 1997. 74

4.1.1 Meteorología 74

4.1.2 Emisiones de PM 78

4.1.3 Concentraciones ambientales de PM 78

4.1.4 Análisis de la Calidad del Aire en los Sitios de Monitoreo 86

4.2 EVENTO DEL 6 DE MARZO DE 1997. 88

4.2.1 Meteorología 88

4.2.2 Emisiones de PM 92

4.2.3 Concentraciones ambientales de PM 94

4.2.4 Análisis de la Calidad del Aire en los Sitios de Monitoreo 100

4.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE RESULTADOS 102

4.3.1 Coeficiente de Correlación 102

4.3.2 Raíz de la media de cuadrados de diferencias 102

4.3.3 Indice de Concordancia 103

4.3.4 Error Grueso Normalizado 103

4.3.5 Sesgo Normalizado 103
4.3.6 Relaciones de $PM_{2.5}$-PM_{10} 109

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 111

APÉNDICE A. METODOLOGÍA UTILIZADA EN LA ELABORACIÓN DE LOS INVENTARIOS DE EMISIONES $PM_{2.5}$ Y PM_{10}, EN LAS CATEGORÍAS CAMINOS PAVIMENTADOS Y CAMINOS NO PAVIMENTADOS. 114

APÉNDICE B. SERIES DE TIEMPO DE PM 120

APÉNDICE C. MAPAS DE CONCENTRACIÓN PROMEDIO DE 24 HORAS DE LOS EPISODIOS MODELADOS 126

APÉNDICE D. TABLAS DE ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS MODELOS CALMET Y CALGRID PARA LOS DÍAS MODELADOS 127

REFERENCIAS 132

INDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Métodos de medición de partículas del aire 11
Tabla 1.2 Sistema de monitoreo atmosférico de la ZMCM. 13
Tabla 1.3. Valores normados de PST, PM_{10} y Pb 14
Tabla 1.4 Comportamiento de PM_{10} en la ZMCM durante los años 1995 a 1999. 15

Tabla 2.1. Resumen de los datos de entrada requeridos por CALMET 28
Tabla 2.2 Categorías de uso de suelo de CALMET y parámetros geofísicos asociados 34
Tabla 2.3 Sistema de Clasificación PGT 36
Tabla 2.4. Resumen de los datos Requeridos por CALGRID 47
Tabla 2.5. Valores de difusividades de "escala de malla" 49

Tabla 3.1. Valores de Indice de Polvos, Erosionabilidad Relativa, Velocidad de Umbral. . 71
Tabla 3.2. Parámetros de uso de suelo utilizados por el modelo de erosión EMIT. 71

Tabla A.1. Factores de emisión base 115
Tabla A.2. Valores recomendados de carga de material que puede suspenderse 116
Tabla A.3. Estimación del peso promedio de la flota de vehículos de la ZMCM. 117
Tabla A.4 Factores de emisión de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en caminos pavimentados. 117
Tabla A.5. Valores típicos de material a suspenderse en caminos no pavimentados. 118
Tabla A.6 Constantes para la ecuación A.2. 119
Tabla A.7 Factores de emisión de $PM_{2.5}$ y PM_{10} en caminos no pavimentados. 119

Tabla D.1. Evaluación global del modelo CALMET. 127
Tabla D.2. Evaluación del modelo CALMET para las estaciones individuales. 128
Tabla D.3. Evaluación global del modelo CALGRID. 128
Tabla D.4. Evaluación del modelo CALGRID para las estaciones de RAMA 129
Tabla D.5. Evaluación del modelo CALGRID para las estaciones de IMADA 131

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Rangos típicos de tamaños de partículas atmosféricas. 2
Figura 1.2. Región de estudio con división política de la ZMCM 7
Figura 1.3. Esquema del flujo de aire en la Ciudad de México. 9
Figura 1.4. Composiciones de PM en diferentes sitios de monitoreo en la ZMCM. 10

Figura 2.1. Indice de erosionabilidad 41

Figura 3.1. Localización de las estaciones de RAMA, IMADA y meteorológicas. 55
Figura 3.2. Visibilidad calculada en los sitios Merced y Pedregal. 56
Figura 3.3. Series de tiempo de las concentraciones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} IMADA 59
Figura 3.4.Topografía de la zona de estudio. 61
Figura 3.5. Uso de suelo asignados para la zona de estudio 61
Figura 3.6. Tipos de suelo en la zona de estudio.. 62
Figura 3.7. Localización geográfica del inventario de emisiones para $PM_{2.5}$ y PM_{10}. 62
Figura 3.8. Contribución porcentual por categoría de fuente al inventario de emisiones de PM elaborados por el IMP 65
Figura 3.9. Contribución porcentual por categoría de fuente al inventario de emisiones a la atmósfera 1998 65
Figura 3.10. Diagrama de flujo de las metodologías utilizadas en la Tesis. 68
Figura 3.11. Proceso utilizado en la obtención de las emisiones de $PM_{2.5}$ o PM_{10}. 69
Figura 3.12. Comportamiento de las emisiones erosivas PM_{10}. 72

Figura 4.1. Velocidades de viento predichas por CALMET, el 5 de marzo de 1997. 75
Figura 4.2. Velocidades de viento predichas vs. observadas el 5 de marzo de 1997. 75
Figura 4.3. Rosas de viento para el día 5 de marzo de 1997. 76
Figura 4.4. Evolución de la capa de mezcla el 5 de marzo de 1997. 77
Figura 4.5. Series de tiempo de emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} el día 5 de marzo de 1997 80
Figura 4.6. Mapas de concentración de $PM_{2.5}$ predichos el 5 de marzo de 1997. 81
Figura 4.7. Desarrollo de la pluma de $PM_{2.5}$ el día 5 de marzo de 1997 82

Figura 4.8. Mapas de concentración de PM_{10} predichos para el 5 de marzo de 1997 84
Figura 4.9. Desarrollo de la pluma de PM_{10} el día 5 de marzo de 1997 85
Figura 4.10. Concentraciones de PM_{10} vs. dirección del viento el 5 de marzo de 1997 87
Figura 4.11. Velocidades de viento y su relación con las concentraciones PM_{10} en Xalostoc, el 5 de marzo de 1997. 87
Figura 4.12. Velocidades de viento predichas por CALMET, el 6 de marzo de 1997. 89
Figura 4.13. Velocidades de viento predichas vs. observadas el 6 de marzo de 1997 89
Figura 4.14. Rosas de viento para el día 6 de marzo de 1997. 90
Figura 4.15. Evolución de la capa de mezclado el 6 de marzo de 1997 91
Figura 4.16. Series de tiempo de emisiones $PM_{2.5}$ y PM_{10}, el día 6 de marzo de 1997. 93
Figura 4.17. Mapas de concentración de $PM_{2.5}$ el 6 de marzo de 1997. 95
Figura 4.18. Desarrollo de la pluma de $PM_{2.5}$ el día 6 de marzo de 1997 96
Figura 4.19. Mapas de concentración de PM_{10} el 6 de marzo de 1997. 98
Figura 4.20. Desarrollo de la pluma de PM_{10} el día 6 de marzo de 1997 99
Figura 4.21. Concentraciones de PM_{10} vs. dirección del viento el 6 de marzo de 1997. ... 101
Figura 4.22. Velocidades de viento y su relación con las concentraciones PM_{10} en Xalostoc, el 6 de marzo de 1997. 101
Figura 4.23. Concentraciones predichas vs. observadas, el día 5 de marzo de 1997 107
Figura 4.24. Concentraciones predichas vs. observadas el día 6 de marzo de 1997 108
Figura 4.25. $PM_{2.5}/PM_{10}$ predichos vs. observados para los dos días modelados. 109
Figura 4.26. Comparación de concentraciones de PM_{10} y $PM_{2.5}$ para los días modelados. 110

Figura B.1. Series de Tiempo $PM_{2.5}$ IMADA, el día 5 de marzo de 1997 120
Figura B.2. Series de Tiempo PM_{10} RAMA, el día 5 de marzo de 1997 121
Figura B.4. Series de Tiempo $PM_{2.5}$ IMADA, el día 6 de marzo de 1997 123
Figura B.5. Series de Tiempo PM_{10} RAMA, el día 6 de marzo de 1997 124
Figura B.6. Series de Tiempo PM_{10} IMADA, el día 6 de marzo de 1997 125

Figura C.1. Mapa de concentraciones $PM_{2.5}$ promedio de 24 horas 126
Figura C.2. Mapa de concentraciones PM_{10} promedio de 24 horas. 126

CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN

1.1 Partículas Atmosféricas, definiciones, origen y efectos

1.1.1 Definiciones de partículas atmosféricas

El término partículas o *Particulate Matter* (PM), se refiere a cualquier sustancia, excepto el agua pura, que existe como líquido o como sólido en la atmósfera bajo condiciones normales y que sea de tamaño microscópico o submicroscópico pero más grande que las dimensiones moleculares; i.e. 2 X 10^{-10} m (Seinfeld, 1986). Las partículas constituyen uno de los contaminantes denominados "criterio" debido a que existe amplia información, integrada en documentos llamados criterio, sobre las propiedades físicas y químicas del contaminante, así como acerca de sus orígenes y efectos sobre la salud, el medio físico y los materiales (Espinosa, 1998). Los otros contaminantes criterio son el monóxido de carbono, el bióxido de azufre, el bióxido de nitrógeno y el ozono.

Las partículas pueden clasificarse en varias categorías atendiendo a su tamaño. A las partículas menores de 2.5 µm de diámetro ($PM_{2.5}$) se les denomina fracción fina, en tanto que a las que están comprendidas entre 2.5 y 10 µm (PM_{10}) se les llama fracción gruesa (Seinfeld y Pandis, 1998). El término Partículas Suspendidas Totales (PST) se refiere a la concentración de todas las partículas atmosféricas de tamaños diferentes (Baird, 2001) incluyendo a las $PM_{2.5}$ y las PM_{10}. En la Figura 1.1 se presenta una clasificación de las partículas atendiendo a su diámetro.

1.1.2 Origen de las Partículas

Las partículas finas provienen principalmente de la quema de combustibles fósiles en calentadores industriales, automóviles y sistemas de calefacción residencial. Una fracción importante es producida en la atmósfera a través de la conversión química de emisiones naturales y antropogénicas (SO_2, NOx, compuestos orgánicos reactivos, amoniaco, etc.). La formación de partículas finas ocurre principalmente por condensación de vapores a alta temperatura durante la combustión y generalmente están integradas por corpúsculos atomizados y cenizas del combustible (Theodore y Buonicore, 1992).

Las partículas de la fracción gruesa se generan principalmente por procesos mecánicos que producen polvos (prácticas agrícolas y tráfico vehicular) y se suspenden por el viento (Claiborn et. al., 2000). Los procesos industriales también contribuyen a incrementar los niveles ambientales de partículas gruesas en algunas áreas. Este tamaño de partículas es removido de manera eficiente por procesos de sedimentación y tienen tiempos de vida media que van de minutos a horas. A las partículas cuyo origen no se encuentre en un punto definido como lo es por ejemplo una chimenea industrial, se les denomina partículas fugitivas (Seinfeld, y Pandis 1998), la erosión eólica de suelos desnudos produce emisiones de partículas fugitivas PM_{10}, objeto de estudio de esta tesis.

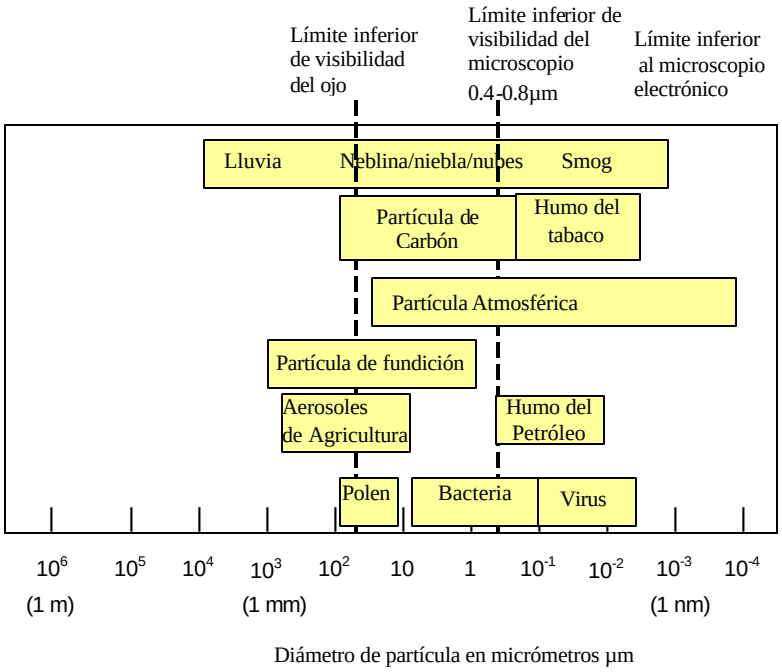


Figura 1.1. Rangos típicos de tamaños de partículas atmosféricas. (Henry J.G., Heinke G.W., 1999)

Entre las partículas suspendidas en la atmósfera, se presentan las que mantienen actividad microbiana. Este tipo de partículas llamadas partículas aerobiológicas; están constituidas por ejemplo, de bacterias, hongos, virus y protozoarios, presentándose como células vegetativas o agentes propagativos con capacidad reproductiva. Por su tamaño pequeño (aproximadamente de 1 a 100 micrómetros), algunas de estas partículas aerobiológicas pueden quedar suspendidas en el aire durante largos períodos. Su importancia radica en el potencial

infeccioso y alergénico que depende a la vez de las características del agente patógeno, las condiciones ambientales y la resistencia de los posibles huéspedes (Prescott et al., 1996).

1.1.3 Efectos en la Salud

Numerosos estudios epidemiológicos han indicado la asociación entre la contaminación atmosférica urbana de partículas y la mortalidad/morbilidad (Pope, et. al., 1992; Dockery, 1992, Schwartz, 1996). La fracción gruesa de partículas suspendidas, son detenidas por los diferentes mecanismos de protección del tracto respiratorio superior y no pueden penetrar a los pulmones (Espinosa, 1998). En cambio las partículas "finas", con diámetros inferiores a 2.5 µm ($PM_{2.5}$), al inhalarse son transportadas a las partes más profundas del tracto respiratorio, en donde son retenidas en las paredes alveolares, produciendo posibles alergias, asma e incluso enfisema pulmonar (Schprentz, 1996; Schwartz, 1996).

La presencia de metales en partículas suspendidas en la atmósfera tiene gran importancia porque algunos de ellos tienen propiedades altamente tóxicas para los seres vivos. Estos metales provienen del polvo de suelos, emisiones volcánicas, procesos industriales y de combustión, transporte, y de la corrosión de partes metálicas (Dannecker, Schroder y Stechmann, 1990). El caso del plomo en partículas es un ejemplo, algunas investigaciones muestran que este elemento puede afectar el sistema nervioso, la síntesis del grupo sanguíneo y el sistema vascular. Los niños son la población más sensible por el daño potencial en el desarrollo neurológico (Albert, 1997). El plomo ha sido el metal más estudiado y se relaciona con la combustión de combustibles con plomo, procesos de esmaltado y otras industrias (Romieu, 1995).

1.1.4 Efectos en el Ambiente

Las partículas finas tienen la capacidad de dispersar la radiación entrante de onda corta, proveniente del sol. Un pequeño porcentaje de esta dispersión es devuelta al espacio. Esto en ausencia de nubes, causa una pérdida de energía para la tierra. Parte de la energía entrante es absorbida por las partículas con lo cual se provoca el calentamiento de las capas donde residen, pero causando una pérdida neta de calor en la superficie de la tierra. El incremento del contenido de polvo en la atmósfera a niveles altos y la cobertura nubosa estática, pueden

conducir al enfriamiento de la tierra. Esto podría alcanzar de 2 a 3 ºC en un siglo. El polvo cercano a la superficie podría por absorción del calor, causar algún calentamiento en las capas bajas donde la mayoría del polvo antropogénico permanece. Sin embargo, las grandes erupciones volcánicas inyectan megatones de polvo en la estratósfera, el cual permanece ahí por varios años.

Alguna parte de este polvo es depositado finalmente sobre el hielo y los campos de nieve. Los análisis de muestras de glaciares, muestran polvos de indudable origen antropogénico, tales como el plomo proveniente de los gases de escape, en regiones polares remotas. En algunas áreas, esta carga de polvo se ha incrementado en un factor de diez en el presente siglo. En tanto permanezca este polvo en la superficie del hielo, absorberá el calor solar; mientras que el hielo y la nieve limpias son excelentes reflectores de la radiación solar entrante. De esta forma, las partículas reducen el albedo planetario en las regiones polares (Baird, 2001) —un factor que podría añadir un ligero incremento en la temperatura global.

Los efluentes industriales y los gases de escape de los automóviles contienen innumerables partículas que causan condensación del vapor de agua atmosférico. El ácido sulfúrico, un producto de la reacción con el dióxido de azufre y agua, produce la formación de gotas aún antes de que la saturación del vapor de agua se alcance. Grandes cantidades de núcleos de condensación también tienden a causar muchas gotas pequeñas que forman nubes. Esto, estabiliza a la nube y limita su potencial para precipitar. De esta forma, la sobreproducción de este tipo de partículas puede reducir las lluvias naturales. Otros tipos de partículas que pueden actuar como núcleos de congelación (tales como el yoduro de plomo proveniente de los gases de escape de vehículos que usan gasolina con plomo) y “semillas” de nubes subenfriadas producen vientos con precipitaciones adicionales. Hay evidencia que tales efectos existen al abrigo de ciudades con plumas de efluentes (Mitchell, 1970).

Adicionalmente, las partículas muestran efectos sobre la visibilidad, especialmente las menores a 2.5 µm, dado que interfiere con la luz visible. La disminución de la visibilidad se debe a la dispersión y absorción de la luz por las partículas. El término de disminución de visibilidad se refiere a la disminución de la distancia máxima a la cual puede ser identificado

un objeto a simple vista durante el día. Esta asociación es muy lógica, ya que las partículas absorben y dispersan la luz y este efecto depende del tipo y tamaño de la partícula. Las partículas más finas (>2.5 μm) son responsables de una mayor absorción de la luz visible en comparación con partículas de mayor tamaño. La presencia de humedad junto con las partículas (principalmente las constituidas por sulfatos y nitratos) incrementa el efecto de dispersión de luz, con respecto al efecto provocado por las partículas secas. De esta manera, la reducción de la visibilidad es mayor cuando existe en la atmósfera una humedad relativa considerable.

1.2 Problemática de partículas en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México

1.2.1 Descripción de la Región de Estudio

La Cuenca de la Ciudad de México (CCM), se localiza en el extremo sur del altiplano mexicano, estando limitada al norte por la Laguna de Zumpango y Cerro Gordo; al este por los Llanos de Otumba-Ciudad Sahagún y la Sierra Nevada; al sur por las sierras de Chichinautzin y del Ajusco y al oeste por las Sierras de las Cruces (GDF, UAC, 2000). Tiene aproximadamente 4,850 km² de superficie de la cual solamente el 30% es de relieve plano; la cuenca referida tienen una altitud mínima de 2120 m, una máxima de 5225 m y una media de de 2612 m. Está situada en el borde sur de la Mesa Central entre los meridianos 98º 35’ y 99º 20’ y los paralelos 19º 00’ y 19º50’.

En esta CCM está asentada la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM), la cual es la suma de las unidades político-administrativas, (municipios o delegaciones completas) que contienen el área urbana, y que se ajusta de acuerdo a su crecimiento en cada periodo por lo que su extensión es dinámica (Covarrubias, 2000). Según datos del INEGI, en 1993 la ZMCM estaba integrada por las 16 delegaciones políticas del Distrito Federal y 34 municipios conurbanos en el Estado de México. La ZMCM es una de las áreas metropolitanas más grandes del mundo ocupando aproximadamente 1300 km², a una elevación nominal de 2240 m arriba del nivel medio del mar (Chow et al., 2002). En ella habitan cerca de 20 millones personas, que representan el 20% de la población del país, esto aunado a su extensión hacen de

la ZMCM una de las urbes con mayor concentración humana del mundo con una tasa de crecimiento que excede el 3% anual. Más del 30% de la producción total es producida dentro de ella y 3.5 millones de vehículos circulan por sus calles todos los días. Para la investigación de transporte y dispersión de PM en esta tesis, el dominio de estudio utilizado es de mesoescala, y abarca una extensión de 21,000 km², lo cual comprende no sólo la ZMCM sino la CCM y regiones colindantes a ésta última, véase la Figura 1.2.

Debido a su latitud, 19º 00', la ZMCM recibe una abundante radiación solar lo que hace que su atmósfera sea altamente fotorreactiva, lo que provoca que los hidrocarburos y los óxidos de nitrógeno reaccionen fácilmente para formar ozono y otros oxidantes. Por otra parte, como el contenido de oxígeno es menor que al nivel del mar, los procesos de combustión interna son menos eficientes y producen una mayor cantidad de contaminantes. Como muchas grandes ciudades, y especialmente por el hecho de estar situada en una cuenca con ventilación limitada, la ZMCM experimenta problemas de contaminación del aire, especialmente de ozono y de partículas suspendidas (Edgerton et al., 1999).

1.2.2 Meteorología en la CCM y su relación con la calidad del aire

El flujo de aire en la CCM está condicionado tanto por influencias térmicas como por factores dinámicos. El régimen de vientos de la ZMCM es el resultado de dos componentes: los sistemas de macroescala, y el flujo de aire impuesto por la topografía (Jáuregui y Luyando, 1992).

Dentro de los sistemas de macroescala se encuentran las masas de aire frío continentales asociadas a la corriente de vientos del oeste durante el semestre centrado en el invierno. Estas masas ocasionan además de un descenso de temperatura, algunas precipitaciones, siendo la circulación de los vientos entonces predominantemente del noroeste o del suroeste (Jáuregui E. y Luyando E., 1992). Por otra parte, al estar la ZMCM localizada dentro de la región central del país, está sujeta también a la influencia de sistemas anticiclónicos, generados tanto en el Golfo de México como en el Océano Pacífico. Estos sistemas ocasionan una gran estabilidad atmosférica, inhibiendo el mezclado vertical del aire.

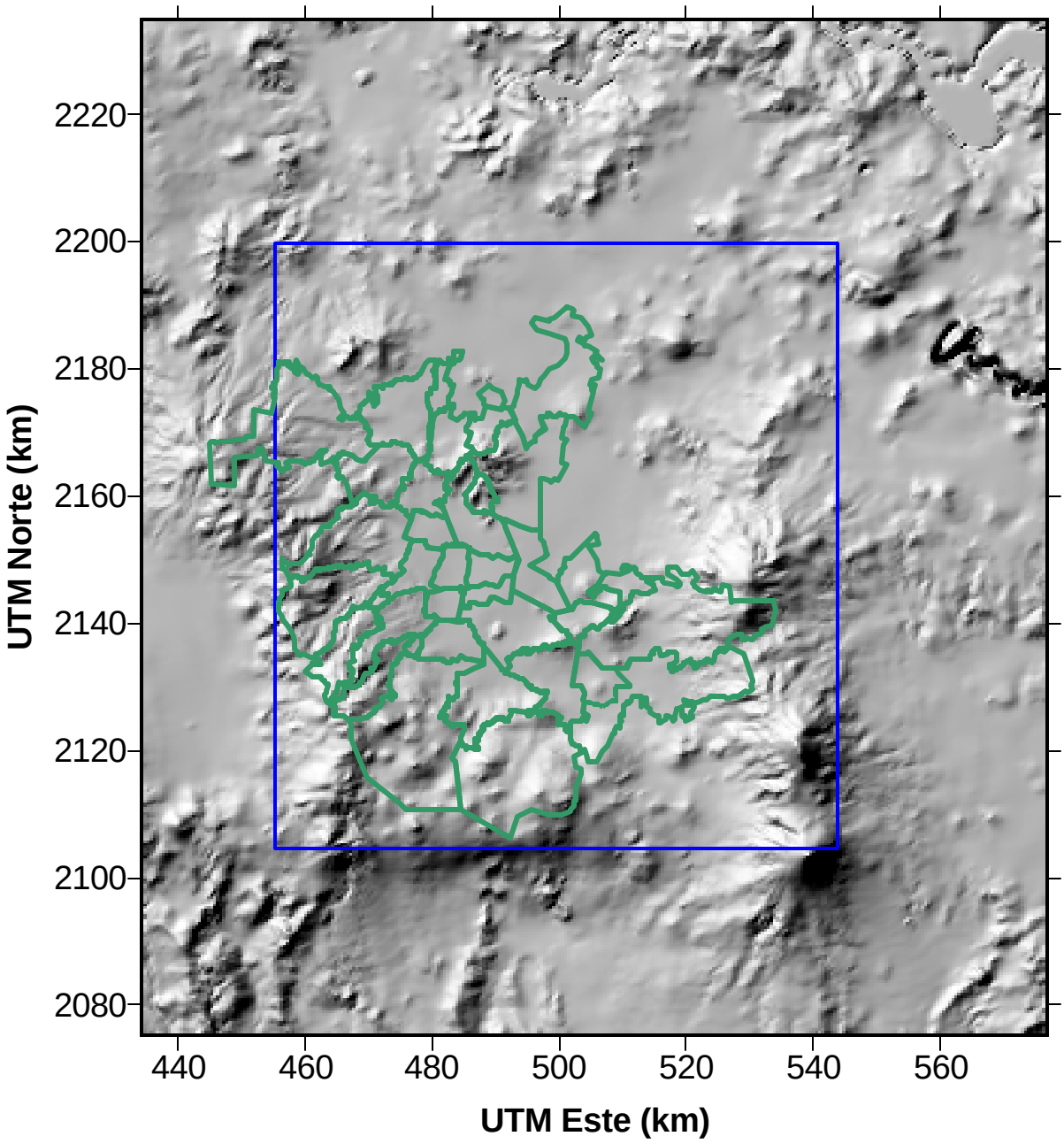


Figura 1.2. Región de estudio con división política de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM), el rectángulo señala los límites de la Cuenca de la Ciudad de México (CCM).

En cuanto a la orografía, se tiene que la multiplicidad de cuestas que tienen las montañas de la cuenca origina regiones de vientos a micro y mesoescala que varían espacial y temporalmente según la cantidad de radiación solar que reciben las laderas y su respectiva respuesta de acuerdo con su albedo. Una de las principales conclusiones de Fast y Zhong (1998) y reforzada en el trabajo de Doran (1998) es que los flujos cerca de la superficie, inducidos por las características del terreno en la ZMCM, interactúan con los vientos en las capas superiores. Tal comportamiento contribuye, no sólo a deshomogenizar las concentraciones de partículas, sino también a modificar los patrones de contaminación de otras especies menores que juegan un papel primordial en la producción de ozono y aerosoles. Esto significa que los patrones de contaminación, por ser sensitivos a la interacción de los vientos locales con los regionales, muestran marcadas irregularidades que hacen difícil su interpretación si la escala es urbana exclusivamente.

A escala regional existen dos flujos que penetran la cuenca durante la tarde. El primero se inicia sobre la planicie de la costa del Golfo de México, viajando hacia la zona norte de la cuenca de la ZMCM, mientras que el segundo se desplaza sobre el Valle de Cuernavaca y fluye primero hacia la zona sur de la cuenca a través del canal natural en la región de Chalco y posteriormente por encima de la sierra del Ajusco (Edgerton et al., 1999).

Localmente, el régimen de vientos superficiales es tal que por la noche y hasta las primeras horas de la mañana, de las montañas del norte (Serranía de Guadalupe), poniente (Serranía de las Cruces) y sur (Chichinautzin-Ajusco) los vientos descendentes concurren hacia el centro geométrico del área urbana. La estructura térmica de esta circulación convergente es tal, que el aire frío se encuentra en los niveles más bajos, que, como se sabe desalientan la dispersión de los contaminantes hacia arriba. Condiciones más desfavorables para la dilución de contaminantes no se podrían presentar, ya que por una parte, dentro de este periodo ocurre el pico principal de emisiones vehiculares (entre las 7 y las 10 horas) y así, los contaminantes no se diluyen ni hacia arriba, ni lateralmente hacia fuera, ya que a esas horas los vientos son convergentes, Figura 1.3.

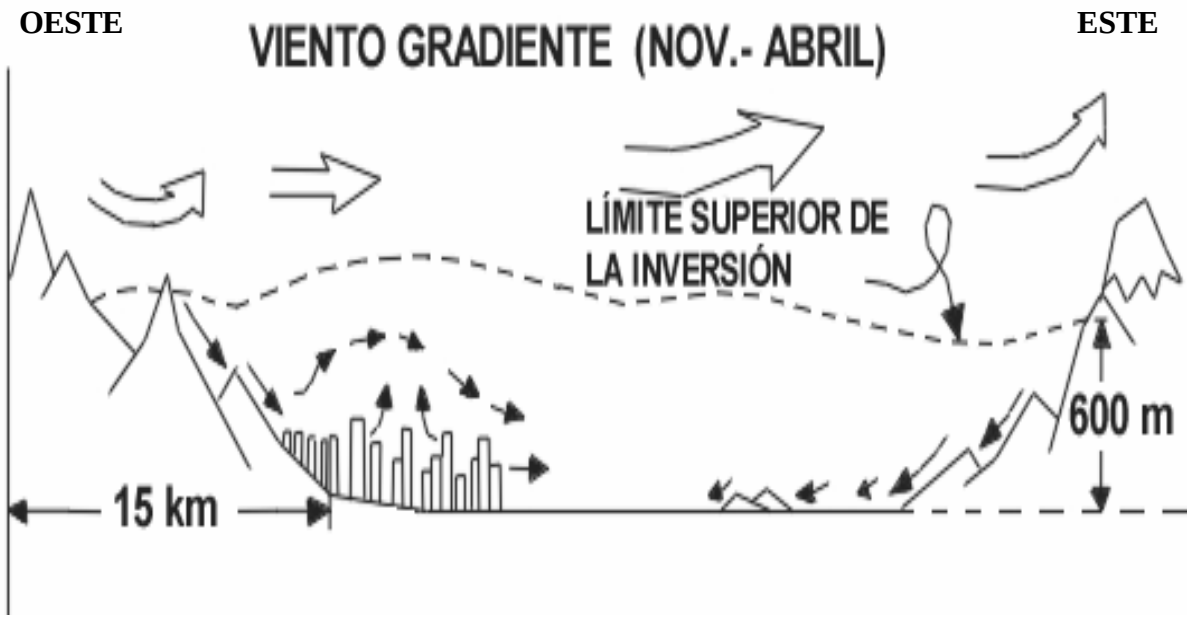


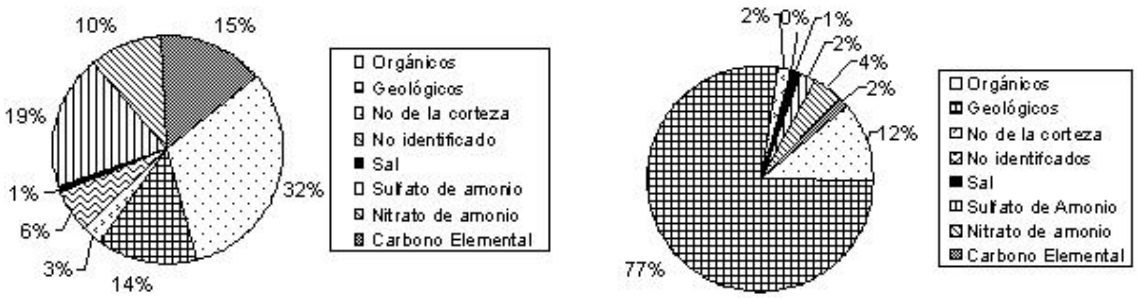
Figura 1.3. Esquema del flujo de aire nocturno, inversión térmica y vientos regionales en la Cuenca de la Ciudad de México.

El periodo vespertino que comprende desde el mediodía hasta la puesta de sol se caracteriza, por una mayor turbulencia de origen térmico por el calentamiento del sol, la circulación de vientos del noreste en este periodo impulsa los contaminantes de la ciudad hacia el sur y suroeste. A medida que se realiza este transporte, la mayoría de los contaminantes (NO_x, SO_2, CO, CO_2, polvos) se diluyen en una capa cuya profundidad crece por la turbulencia convectiva hasta alcanzar un máximo a mitad de la tarde. El resultado es que los niveles de dichos contaminantes se abaten drásticamente después del mediodía. Sin embargo, los contaminantes son atrapados en las capas superiores de la atmósfera y se incorporan en las zonas bajas de la atmósfera al día siguiente por procesos de mezclado vertical (Edgerton et al. et al, 1999)

1.2.3 Composición de las Partículas en la ZMCM

Existen en la literatura varios estudios sobre la caracterización elemental de partículas en la zona norte de la ZMCM (Miranda et al., 1994, Flores et al. 1999). Chow et al. (2002), reportan la caracterización química de $PM_{2.5}$ y PM_{10} a partir de mediciones realizadas en el periodo comprendido del 23 de febrero al 22 de marzo de 1997. En general, las especies más abundantes (>1 $\mu g/m^3$) en las fracciones $PM_{2.5}$ y PM_{10} fueron el carbono orgánico, el carbono

elemental, los sulfato, los nitratos y el amonio. Los componentes geológicos que excedieron el promedio de 1 µg/m³ fueron el aluminio, el silicio, el calcio y el hierro en las PM_{10} y el silicio en las $PM_{2.5}$. El componente más abundante en promedio para la fracción $PM_{2.5}$, fue el aerosol carbonáceo con 45% (31% de orgánicos, 14% de carbono elemental), seguido por el aerosol inorgánico con 29% (19% de sulfato de amonio y 10% de nitrato de amonio); el material geológico, con 14% y elementos no pertenecientes a la corteza con 2.4% y sal 0.8%. El componente más abundante en promedio de la fracción gruesa ($PM_{2.5}$-PM_{10}) fue el material geológico (77%), seguido por orgánicos (12%), nitratos (4%), sulfatos (2%), elementos no pertenecientes a la corteza (2%), carbono elemental (1.67%) y sal (1.33%). La Figura 1.4, muestra los porcentajes de las especies encontradas en las fracciones $PM_{2.5}$ y PM_{10}.



(a) (b)

Figura 1.4. Promedio de las composiciones encontradas en diferentes sitios de monitoreo en la ZMCM, durante el invierno de 1997. (a) Fracción $PM_{2.5}$ (b) Fracción PM_{10}. (Fuente: Chow et al, 2002; adaptada por E. González-Valladolid)

Por otra parte, es importante determinar la presencia de metales en partículas puesto que ante la posibilidad de hallarse en la fracción respirable podrían representar un riesgo a la salud. Múgica et al. (2002), realizaron un estudio para caracterizar los metales en las partículas encontradas en la ZMCM durante los años 1996, 1997 y 1998. Encontraron que en promedio en los 5 sitios monitoreados, las PM_{10} representaban el 37 % del total de PST. Sin embargo, los metales: cadmio, cromo, níquel y vanadio presentes en la fracción PM_{10} excedían el 50%, asimismo el manganeso, el plomo, el níquel, el titanio y el hierro se encontraron en mayor proporción en la fracción PM_{10} que en la razón PM_{10}/PST.

1.2.4 Monitoreo de partículas

Para llevar a cabo las mediciones de las concentraciones de los contaminantes en el aire se emplean técnicas y procedimientos estandarizados que se publicaron como Normas Oficiales Mexicanas, contándose con métodos de referencia y equivalentes. Los de referencia son los métodos más precisos y selectivos, pero que para algunos contaminantes sólo resultan prácticos de llevar a cabo en el laboratorio y no así en campo. Por ello se emplean métodos equivalentes que proporcionan una precisión y selectividad apropiadas a las condiciones ambientales y que son factibles de aplicar en campo de manera confiable y permanente. En la Tabla 1.1 se resumen los principios de los métodos de monitoreo de las partículas del aire.

Tabla 1.1. Métodos de medición de partículas del aire (INE et al., 1998)

Contaminante	Método de referencia	Método equivalente
PST	Muestreo de alto volumen (manual), incluye Pb	No hay
$PM_{2.5}$ PM_{10}	Muestreo de alto volumen (manual)	TEOM/BETA (automático)

El equipo TEOM por sus siglas en inglés (Tapered Element Oscillating Microbalance), determina continuamente la masa de las partículas recolectadas en un filtro oscilante, mediante el cambio de frecuencia de oscilación debida al depósito de partículas. El equipo BETA determina continuamente la concentración de partículas depositadas en un filtro, por medio de la absorción de un haz de radiación beta. Por su parte, los muestreadores de alto volumen muestrean un flujo de aire de aproximadamente 1.5 m^3/min (unos 2000 m^3/día), a fin de obtener una muestra de partículas suficiente para análisis gravimétrico y químico (GDF, SMA, 2003).

En la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM), la calidad del aire en cuanto a PST se ha venido determinando de manera sistemática desde la década de los setenta. Estos muestreos permitieron detectar que las PST constituían precisamente el contaminante más importante, ya que con frecuencia se tenían concentraciones que rebasaban la norma (en esa época de 275 mg en 24 horas) en 200 y hasta en 300 por ciento. Ya en la década siguiente, las

concentraciones de PST se redujeron, sobre todo después de las obras de restauración de la zona del exlago de Texcoco; y el ozono demostró ser el problema más agudo de la zona. Las PM_{10} se muestrean de manera regular desde 1988, por ello se sabe que en la actualidad, todas las partículas muestreadas PST y PM_{10}, ocupan el segundo lugar en la escala de contaminantes significativos en la ZMCM (Espinosa, 1998).

El sistema de monitoreo atmosférico de la ZMCM (SIMAT) está integrado por 5 subsistemas operativos: a) la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA); b) la Red Manual de Monitoreo Atmosférico (REDMA); c) la Red de Depósito Atmosférico (REDDA); d) la Red Meteorológica (REDMET); y e) la Red de Radiación Solar (REDRAS). Adicionalmente se cuenta con una unidad móvil de monitoreo atmosférico. La Tabla 1.2 muestra los objetivos específicos, número de estaciones y parámetros que mide cada uno de los subsistemas que lo integran. (SEGEM et al., 2002). En el capítulo 3 se describe con mayor detalle el subsistema RAMA, del cual se tomaron los datos de concentraciones horarias PM_{10}.

1.2.5 Norma s Oficiales Mexicanas de Partículas

Las normas de calidad del aire fijan valores máximos permisibles de concentración de contaminantes, con el propósito de proteger la salud de la población en general y de los grupos de mayor susceptibilidad en particular, para lo cual se incluye un margen adecuado de seguridad. Las normas son de observancia para las autoridades estatales y municipales que tengan a su cargo el desarrollo y la aplicación de los planes y programas de política ambiental y en particular de calidad del aire (INE et al., 1998).

Hasta 1994, la única norma existente en nuestro país se refería a Partículas Suspendidas Totales (Espinosa, 1998). En nuestro país, no existen los recursos ni la infraestructura para realizar estudios epidemiológicos, toxicológicos y de exposición, ni en animales ni en seres humanos (INE et al., 2000), por lo que las normas se establecieron fundamentalmente tomando en cuenta los criterios y estándares adoptados en otros países del mundo. Las normas vigentes de calidad del aire para PST y para PM_{10} fueron publicadas por la Secretaría de Salud en el Diario Oficial de la Federación en diciembre de 1994. Es importante mencionar que, a diferencia de México, los Estados Unidos de América, cuentan con una norma para las $PM_{2.5}$

(65 µg/m³ en promedio de 24 horas)(Vega et al., 2002). En México, el Comité de Normas terminó la elaboración de una norma para $PM_{2.5}$, y actualmente esta en espera de su publicación. Se presentan en la Tabla 1.3, los valores en las NOM de las PST, PM_{10} y el plomo para protección a la salud humana.

Tabla 1.2 Sistema de monitoreo atmosférico de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (SIMAT).

	RAMA	REDMA	REDDA	REDMET	REDRAS	UNIDAD MÓVIL
OBJETIVO	Registro de la calidad del aire ambiente en la ZMVM, con métodos de medición automáticos	Registro de partículas suspendidas totales y PM_{10} con métodos de medición manuales, complementario al registro de la RAMA	Seguimiento de sustancias que determinan la acidez del agua de lluvia	Medición de los parámetros meteorológicos que influyen en la dispersión, transporte y transformación de los contaminantes en la atmósfera	Medición de radiación solar para investigación de procesos fotoquímicos e información a la población para prevenir la exposición	Apoyo a estudios específicos en lugares remotos o donde no se cuenta con información de calidad del aire
NÚMERO DE ESTACIONES	32 estaciones, 21 en el DF y 11 en el Estado de México	13 estaciones en la ZMVM	16 estaciones ubicadas en la zona urbana, rural y de conservación ecológica de la ZMVM	10 estaciones	8 estaciones	1 unidad móvil
PARÁMETROS QUE MIDE	• Ozono • PM_{10} • Monóxido de carbono • Bióxido de azufre • Óxidos de nitrógeno	• PM_{10} • Partículas Suspendidas Totales	• Sulfatos • Nitratos • Potencial hidrógeno (pH) • Aniones • Cationes	• Velocidad y dirección del viento. • Humedad relativa • Temperatura ambiente • Perfiles del viento en la horizontal y la vertical de la tropósfera baja • Perfiles de temperatura en la vertical	• Radiación ultravioleta • Radiación global total • Medición de actividad fotosintética	• Ozono • PM_{10} • Monóxido de carbono • Bióxido de azufre • Óxidos de nitrógeno • Velocidad y dirección del viento • Humedad relativa • Temperatura ambiente

Aunque las normas de calidad del aire incorporan un margen de seguridad para la protección a la salud humana, es probable que los individuos en el tráfico de la ciudad estén expuestos comúnmente a concentraciones de partículas más altas que el promedio de 24 horas (Balogh M., et al. ,1994; Brauer M., et al., 1999).

Tabla 1.3. Valores normados de Partículas Suspendidas Totales, PM_{10} y Plomo para protección a la salud de la población (GDF, SMA, 2003)[A]

	Valores límite			
Contaminante	**Exposición aguda**			**Exposición crónica**
	Concentración y tiempo promedio		**Frecuencia máxima aceptable**	**Concentración y tiempo promedio**
Partículas Suspendidas Totales (PST) (NOM-024-SSA1-1993)	260 µg/m^3 210 µg/m^3 [B]	(24 horas) (24 horas)	1 vez al año	75 µg/m^3 (Promedio aritmético anual)
Partículas fracción respirable (PM_{10}) (NOM-025-SSA1-1993)	150 µg/m^3 120 µg/m^3 [B]	(24 horas) (24 horas)	1 vez al año	50 µg/m^3 (Promedio aritmético anual)
Plomo (Pb)[C] (NOM-026-SSA1-1993)	-		-	1.5 µg/m^3 (Promedio aritmético de 3 meses)

[A] Publicadas en el Diario Oficial de la Federación el 23 de diciembre de 1994.
[B] Nuevas especificaciones y valores a publicarse en el Diario Oficial de la Federación.
[C] El plomo cumple con la norma de calidad del aire desde 1995 (INE, CENICA, 1997).

1.2.6 Excedencias de partículas en la ZMCM.

Se suelen usar diferentes técnicas para analizar la evolución histórica de la contaminación ambiental. Unas se basan en la frecuencia o intensidad de las excedencias sobre los niveles establecidos de calidad del aire, otras se fundamentan en el valor promedio de los máximos diarios. Las técnicas que se basan en las excedencias tienen gran interés por tener una relación directa con los efectos en la salud. Por otra parte, las técnicas que se fundamentan en valores promedios proporcionan una idea cuantitativa del avance alcanzado en el control de la contaminación (INE, CENICA, 1997).

En la Tabla 1.4 se muestra la tendencia histórica de PM_{10} para los años 1995 a 1999. El peor año en cuanto al número de violaciones a la NOM de protección a la salud fue 1998. Sin embargo, el año siguiente, 1999, presenta un marcado contraste con sólo 20 días en que se

rebasó el parámetro de los 150 µg/m³, además fue el que menos violaciones tuvo del quinquenio (SMA y DGPCC, 2000).

Tabla 1.4 Comportamiento de PM_{10} en la ZMCM durante los años 1995 a 1999.

Año	0-50 (µg/m³)	51-149 (µg/m³)	150-300 (µg/m³)	>300 (µg/m³)	TOTAL (días)	días>NOM
1995	5	268	92	0	365	92
1996	6	180	178	2	366	180
1997	0	212	148	5	365	153
1998	7	169	184	5	365	189
1999	42	303	20	0	365	20

1.3 Estrategias de control de partículas

Es necesario considerar que el mejoramiento de la calidad del aire requiere de un esfuerzo integrado de todos los sectores de la economía y la sociedad. Este esfuerzo debe basarse en una responsabilidad compartida, así como en la cooperación entre los diferentes niveles, organizaciones e intereses involucrados. En las siguientes secciones se plantean las estrategias en el control de las emisiones de PM en la ZMCM considerando diversos sectores como son el transporte, la industria y los servicios, la preservación de los recursos naturales y prevención de la expansión de la mancha urbana. La integración de las políticas de desarrollo urbano, transporte y calidad del aire, así como el reforzamiento del marco normativo y su cumplimiento harán que los esquemas anteriores funcionen.

1.3.1 Reducción de emisiones generadas por el transporte

El logro de los objetivos ambientales y de transporte en la ZMCM requiere de enfoques integrados que combinen la planeación del transporte, la ambiental y la relativa al espacio geográfico de la ZMCM. Entre otros aspectos, se requiere el mejoramiento de las tecnologías y la operación de las flotas actuales y futuras del parque vehicular, en combinación con esfuerzos adicionales para el mejoramiento de la calidad de los combustibles y la organización e integración de un sistema de transporte multimodal, donde se promueva la complementariedad de los diferentes modos de transporte en lugar de la competencia. Asimismo, se requiere también el uso de los sistemas de planeación espacial que faciliten la

reducción de las tasas actuales de incremento de viajes y kilómetros recorridos, así como la integración de instrumentos y sistemas para revertir la congestión vial que enfrenta la ZMCM.

Una de las estrategias de reducción de emisiones generadas por el transporte es la modernización y mejoramiento tecnológico cuya meta es la reducción de emisiones por kilómetro recorrido, como la introducción de gasolina y diesel con menor contenido de azufre. En el caso de los vehículos en circulación se requiere el fortalecimiento de la verificación vehicular, de vehículos a gasolina y sobre todo de los vehículos a diesel, en estos últimos se debe tener la retroadaptación de trampas de partículas en vehículos a diesel. En cuanto a los vehículos nuevos, se requiere la introducción de vehículos a gasolina que cumplan con límites de emisión gradualmente más estrictos, y se trate de un vehículo nuevo o no, se debe detener y retirar de la circulación a los vehículos ostensiblemente contaminantes.

Asimismo con el fin de reducir las emisiones del transporte se deben adoptar medidas como el mejoramiento de la capacidad de transporte público de pasajeros, la reducción de la tasa de crecimiento de viajes por persona y distancias recorridas por viaje así como el mejoramiento de las condiciones de vialidad, para incrementar la velocidad de circulación.

1.3.2 Reducción de emisiones en la industria y los servicios

Las líneas estratégicas vinculadas con la reducción de emisiones en la industria y la elevación del desempeño ambiental del sector industrial y de servicios, inducen a la modernización tecnológica, el mejoramiento de las prácticas de producción y a la instalación de sistemas de control de emisiones contaminantes cuando se requiera. Asimismo, se plantea la necesidad de desarrollar y fortalecer los incentivos que fomenten una producción más limpia, además de facilitar el acceso del sector industrial a las fuentes de financiamiento que permitan el tránsito a una gestión ambiental eficiente. Un requisito para lograr lo anterior es el fortalecer una cultura ambiental empresarial y laboral, así como brindar la capacitación en buenas prácticas orientadas a un mejor desempeño ambiental.

En la actualidad el mejoramiento de la competitividad y la gestión ambiental en el sector industrial impulsa la creación y consolidación de regiones industriales que contemplen, por

una parte, la incorporación de tecnologías limpias así como el aprovechamiento óptimo y requerimiento mínimo de insumos en sus procesos y, por otra parte, el desarrollo científico y de nuevas tecnologías en beneficio del medio ambiente. La modernización de la gestión para el control de emisiones debe permitir el acceso a alternativas de financiamiento dirigidas a una producción más limpia. Una parte central de la estrategia de desarrollo económico de la ZMCM, radica en la conformación de parques industriales en los que se desarrollen los puntos anteriores. La creación de dichos parques industriales debe contemplar el cumplimiento de cuatro condiciones básicas, las cuales son: operar con un bajo consumo de agua, un uso eficiente de energía eléctrica, un bajo volumen de desechos sólidos y cero emisiones contaminantes a la atmósfera. Entre los instrumentos de regulación indirecta se encuentran la promoción de auditorias ambientales, y el impulso a programas de ahorro de energía y ecoeficiencia, así como al uso de combustibles y tecnologías limpias.

1.3.3 Preservación y restauración de los recursos naturales y prevención de la expansión de la mancha urbana

De la superficie que abarca la ZMCM, más de un 40% tienen una vocación forestal. El deterioro de estas áreas y la expansión de la mancha urbana ponen en peligro los ecosistemas existentes y ocasionan un creciente número de especies amenazadas o en peligro de extinción, además de que tienen un fuerte impacto sobre la calidad del aire al generarse problemas de erosión. Los beneficios ambientales que aportan los bosques de la cuenca a la población son invaluables y entre estos podemos citar: a) la recarga de los mantos freáticos de donde se abastece de agua potable la población, b) son la principal fuente reguladora del clima, c) proporcionan parte del oxígeno requerido por los habitantes, d) sirven de filtro en la captura de carbono y de partículas suspendidas, e) son hábitat para las diferentes especies de fauna silvestre, f) son sitios de recreación para la población, entre otros. La suma de estos factores favorece el mejoramiento de la calidad de vida de los habitantes de la ZMCM. Sin embargo, dichos recursos naturales están sujetos a fuertes presiones de degradación, algunas de tipo natural y otras provocadas por actividades humanas. Dentro de las primeras se tienen las plagas y enfermedades que aquejan a los bosques, y la pérdida de suelo provocado por la erosión hídrica y eólica. Dentro de las causas antropogénicas se encuentran los incendios forestales provocados, la tala no controlada y clandestina, el sobrepastoreo y la apertura de

tierras para uso agrícola, que son las principales prácticas que dejan desnudo el suelo. En la ZMCM, el 32% de su superficie se encuentra deforestada. Asimismo, la ZMCM ha sufrido grandes transformaciones en sus diferentes hábitats y comunidades bióticas debido a la extensión de la mancha urbana sobre ecosistemas originarios del altiplano mexicano, ocasionando la caza inmoderada de especies, los cambios de usos del suelo, la explotación forestal, la extracción de materiales para la construcción y los desechos contaminantes al agua, aire y suelo, ocasionando un deterioro permanente del ambiente y la desaparición de especies vegetales y animales nativos, por lo que la cuenca ha pasado de ser una zona de gran biodiversidad a un espacio con un número reducido de especies endémicas, algunas de las cuales se encuentran en peligro, o amenazadas. El crecimiento de la población en la ZMCM demanda mayor número de viviendas, esta presión hace que la mancha urbana vaya invadiendo áreas rurales y de conservación ecológica, cuyo uso del suelo no ha sido planificado para el desarrollo urbano y por lo tanto el desarrollo de la infraestructura no ha sido considerada por las autoridades, lo que hace que estas zonas queden por mucho tiempo como áreas sin vegetación natural y sin pavimentación, dejando la superficie del suelo expuesta a procesos de erosión convirtiéndolas en áreas generadoras de partículas. Las estrategias siguientes mitigan los procesos antes descritos:

1. Recuperación y conservación de los recursos naturales de la ZMCM,
2. Fortalecimiento de instrumentos de gestión ambiental que coadyuven a la aplicación del Ordenamiento Ecológico,
3. Impulso al Desarrollo Rural,
4. Protección y vigilancia de los recursos naturales.

1.3.4 Integración de Políticas y Reforzamiento del Marco Normativo

La ZMCM tenderá a la sustentabilidad sólo en la medida en que cuente con un proyecto estratégico y de largo plazo para enfrentar sus graves y diversos problemas ambientales, de transporte y de uso de suelo entre otros, además de revisar y actualizar el marco jurídico vigente en materia de desarrollo urbano, para ello se deben desarrollar incentivos y modificar dicho marco jurídico para evitar un crecimiento ambientalmente destructivo de la mancha urbana y la distribución funcionalmente ineficiente de las densidades de población.

Para que estas estrategias puedan alcanzar sus metas, es necesario contar con el reforzamiento normativo que permita que cada uno de los sectores participantes conozca el nivel de sus atribuciones y obligaciones que debe de cumplir; para esto, se deberán elaborar los reglamentos que faciliten la aplicación de las leyes ambientales correspondientes, actualizar las normas federales e instrumentar normas locales.

1.3.5 Investigación de la dispersión y transporte de partículas en la ZMCM

Otra estrategia a seguir en el control de partículas atmosféricas, es el entendimiento de los procesos meteorológicos, y químicos que determinan la generación, transporte y dispersión de partículas en la ZMCM. Una herramienta en este tipo de estudios son los modelos de calidad del aire, los cuales pueden servir como parte complementaria a otro tipo de estudios.

Un modelo de calidad del aire es un instrumento matemático, por medio del cual las emisiones de contaminantes se pueden relacionar con las concentraciones de contaminantes atmosféricos. El modelo involucrará las consideraciones de los patrones de emisión, meteorología, transformaciones químicas y procesos de remoción (Seinfeld, 1986). Zanetti (1990), clasifica los modelos de la siguiente forma:

1. Modelos de Ascenso de Pluma. En muchos casos, los contaminantes inyectados en el aire ambiente poseen una temperatura más elevada que el aire circundante. La mayoría de los contaminantes industriales, además, son emitidos desde chimeneas y de esta forma poseen un momentum vertical inicial. Ambos factores (flotabilidad térmica y momentum vertical) contribuyen a incrementar la altura promedio de la pluma arriba de la salida de la chimenea. Los modelos de ascenso de pluma calculan el desplazamiento vertical y el comportamiento general de la pluma en esta fase de dispersión inicial. Se dispone de formulaciones de ascenso de pluma semiempíricas y avanzadas.
2. Modelos Gaussianos. El modelo de pluma gaussiana es el modelo de contaminación atmosférica más común. Está basado en la suposición que la concentración de la pluma, en cada distancia viento abajo, tiene distribuciones gaussianas independientes

tanto horizontal como verticalmente. La mayoría de los modelos recomendados por la EPA son gaussianos.

3. Modelos Semiempíricos. Esta categoría consiste en varios tipos de modelos que se fueron desarrollando principalmente para aplicaciones prácticas. A pesar de las diferencias conceptuales considerables dentro de esta categoría, todos estos modelos están caracterizados por simplificaciones drásticas y un alto grado de parametrizaciones empíricas.

4. Módulos Químicos. Varios modelos de contaminación incluyen módulos para el cálculo de transformaciones químicas. La complejidad de estos módulos varía desde aquellos que incluyen una reacción simple de primer orden a aquellos que describen reacciones fotoquímicas complejas. Estos esquemas se han implementado tanto en los modelos euleriano y lagrangiano. En los modelos eulerianos fotoquímicos, se superpone una malla tridimensional para cubrirle dominio computacional entero, y todas las reacciones químicas son simuladas en cada celda en cada paso de tiempo. En los modelos lagrangianos fotoquímicos una celda sencilla (o una columna de celdas o una pared de celdas) es advectada de acuerdo al viento principal de tal forma que permita la inyección de la emisión encontrada a lo largo de la trayectoria de la celda.

5. Modelos de Receptor. En contraste con los modelos de dispersión (los cuales calculan la contribución de una fuente a un receptor en efecto como el producto de la velocidad de emisión multiplicado por un coeficiente de dispersión), los modelos de receptor comienzan con las concentraciones observadas en un receptor y buscan la contribución de las concentraciones observadas en un punto de muestreo entre varios tipos de fuentes. Esto se hace basado en el conocimiento de la composición química de la fuente y los materiales del receptor. Los modelos de receptor están basados en las ecuaciones de balance de masa y son intrínsecamente estadísticos en el sentido que no incluyen una relación determinística entre las emisiones y concentraciones. Sin embargo, las metodologías combinadas de modelación dispersión-receptor se han desarrollado y son muy promisorias.

6. Modelos Estocásticos. Los modelos estocásticos están basados en técnicas estadísticas o semiempíricas para analizar las tendencias, periodicidades e interrelaciones de las

medidas de la calidad del aire y atmosféricas y pronosticar la evolución de los periodos de contaminación. Se emplean varias técnicas para alcanzar este objetivo, e.g., el análisis de la distribución de frecuencia, análisis de las series de tiempo, Box-Jenkins y otros modelos, análisis de espectro, etc. Los modelos estocásticos son intrínsecamente limitados porque no establecen relaciones de causa-efecto. Sin embargo, los modelos estadísticos son muy útiles en situaciones como la predicción a corto plazo en tiempo real, donde la información disponible a partir de comportamientos medidos en concentración es generalmente más relevante que la obtenida de los análisis determinísticos.

7. Modelos Eulerianos. El transporte de los contaminantes atmosféricos inertes puede ser convenientemente simulado con la ayuda de modelos que resuelven numéricamente la ecuación de difusión atmosférica, i.e. la ecuación de conservación de masa del contaminante (enfoque euleriano). Los modelos eulerianos incluyen los modelos meteorológicos de pronóstico, modelos de caja sencilla, modelos basados en mallas multidimensionales e incluir módulos fotoquímicos. Involucran las suposiciones menos restrictivas (Liu y Seinfeld, 1975; Hansen et al., 1994; Dennis et al., 1996), pero son también los más intensivos computacionalmente hablando. Resuelven una aproximación finita de algunas ecuaciones, dividiendo la región de modelación en un gran número de celdas horizontal y verticalmente, las cuales interactúan unas con las otras para simular los varios procesos que afectan la evolución de las concentraciones de los contaminantes, incluyendo la química, la difusión, advección, sedimentación (para partículas) y depositación (tanto húmeda como seca).

8. Modelos lagrangianos Como una alternativa a los modelos eulerianos, el enfoque lagrangiano consiste en describir los elementos de fluido que siguen al flujo instantáneo. Los modelos lagrangianos emplean un cierto número de partículas ficticias para simular la dinámica del parámetro físico seleccionado. Los modelos de trayectoria lagrangianos, a diferencia de los eulerianos siguen una porción de aire sobre una cantidad de celdas. Por su simplicidad, todavía son usados hoy en día, sin embargo sus ventajas son superadas por sus limitaciones significativas (Liu y Seinfeld, 1975). El estudio de estos autores sugiere que los errores cuando se usan los modelos lagrangianos pueden ser grandes. Primero los estudios de las trayectorias de la porción

del aire que comienzan en el mismo sitio horizontal, pero a diferentes altitudes, muestran que puede haber un tremendo esfuerzo cortante del viento y que las porciones de aire finalizan en lugares muy diferentes (e.g. Seaman, 2000). La incertidumbre y el error al trazar las trayectorias puede ser muy severa para cualquier trayectoria de multidías. Los lugares con corriente de chorro nocturno podrían ser particularmente susceptibles. Un segundo error viene de despreciar la difusión horizontal. De esta forma aunque los modelos de trayectoria lagrangianos tienen algunas ventajas sobre los modelos eulerianos (e.g. la habilidad de aislar más fácilmente los impactos de proceso y mayor rapidez computacional), su formulación y error de trayectoria pueden llevar a cuestionar su conveniencia para evaluar cuantitativamente la respuesta de una región a los controles de emisión y para la distribución de la fuente. Por todo lo anterior, los modelos eulerianos están siendo el modelo de calidad del aire dominante de uso (Russell A., 2000).

La información necesaria a introducir en los modelos de calidad del aire, es el inventario de emisiones. El inventario de emisiones es un instrumento estratégico de gestión ambiental, ya que permite identificar quienes son los agentes productores de contaminación y evaluar el peso específico de cada uno de los sectores. En términos generales, existe una relación entre el volumen de emisión de contaminantes y la calidad del aire en una cuenca atmosférica. Sin embargo, se debe considerar que en las grandes ciudades pueden presentarse variaciones bruscas en los niveles de contaminación de un día a otro, debido principalmente a cambios en las condiciones meteorológicas más que a cambios significativos en la emisión diaria de contaminantes. Para entender cómo la emisión de partículas de tamaños PM_{10} y $PM_{2.5}$ es transportada y dispersada en la ZMCM por efecto de los vientos se requiere el inventario de emisiones incluya los tipos de fuentes emisoras dentro y fuera de la ZMCM, su ubicación cartográfica, y la variación horaria de dichas emisiones a lo largo del día. En la ZMCM existe un mayor aporte de emisiones de partículas por el sector transporte, una mayor o menor participación de la industria y los servicios, dependiendo de sus procesos urbano-industriales (INE et al., 1998).

1.4 Justificación del trabajo de tesis

El Programa para Mejorar la Calidad del Aire en la ZMCM (INE et al., 2000) hace hincapié en la urgencia de llegar a los niveles adecuados de $PM_{2.5}$, ya que esta fracción más fina tiene una mayor influencia en la reducción de la visibilidad, daños en la vegetación y la correspondiente disminución en la productividad en áreas de cultivo. Los efectos mencionados anteriormente representan un costo económico significativo por lo que es imperativo conocer la forma en que estas partículas se distribuyen espacial y temporalmente a escala regional, ya que estas formas de contaminación afectan regiones tan amplias que en ocasiones rebasan las fronteras del lugar que generó los contaminantes.

Por otro lado, debe reconocerse que la caracterización de las fuentes erosivas de PM_{10}, su clasificación, sistematización y su inserción en los procesos urbanos todavía tienen carencias notorias, ya que pocos estudios y evaluaciones se han llevado a cabo y se desconoce el comportamiento de las superficies en la CCM (Romero et al., 1997.). En el inventario de emisiones oficial de 1998 (SMA et al., 2000), se reporta la emisión anual de las PST y la emisión anual de PM_{10}. En este inventario, la mayor fuente de incertidumbre lo constituyen las emisiones en la ZMCM por la erosión de áreas agrícolas o baldías y las atribuibles a la suspensión de partículas causadas por fuentes móviles. Un estudio reciente (Watson y Chow 1999) encontró que hay una gran discrepancia entre los cálculos de emisiones de polvo fugitivo del inventario de emisiones y los determinados a través de mediciones ambientales. Por todo lo anterior, la cuantificación de PM_{10} provenientes de los suelos con base en datos meteorológicos es un paso más en el entendimiento de la contribución edafológica a la contaminación por partículas en la CCM.

En esta tesis la escala del dominio de modelación es regional, por lo que la cantidad de información que se requiere para estudiar el problema no es tan difícil de adquirir. Una ventaja de llevar a cabo estudios a escala regional en lugar de efectuarlos a escala global es que se pueden utilizar los modelos de calidad de aire para entender más sobre los procesos físicos y químicos que tienen lugar durante la formación de partículas y el papel que tiene en la modificación del balance energético. Para lograr lo anterior, es necesario determinar la distribución espacial y temporal de las partículas cubriendo no sólo el sector densamente poblado de la ZMCM sino también sus alrededores en dónde están presentes otras áreas

urbanas pequeñas y se realizan actividades agrícolas. El seleccionar una escala regional para el estudio permite entender los procesos de acumulación y eliminación de partículas, así como la interacción con los fenómenos de flujos tales como la advección horizontal, recirculación, difusión vertical y venteo que son responsables de la no homogeneidad de las altas concentraciones de partículas observadas en la ZMCM. Es importante mencionar que la modelación en un dominio de las dimensiones manejadas en esta tesis no se ha llevado a cabo antes, por lo que será la base para estudios futuros de simulación regional.

1.5 Objetivos y Metas del trabajo de tesis

Objetivo General:

Aplicar el sistema de modelación CALMET/EMIT/CALGRID a dos eventos contrastantes presentados en invierno de 1997, para predecir la distribución espacio-temporal de $PM_{2.5}$ y PM_{10} en la ZMCM.

Objetivos Particulares:

1. Seleccionar dos episodios contrastantes de contaminación por partículas $PM_{2.5}$ y PM_{10} presentados durante el invierno de 1997, a partir del análisis de datos de calidad del aire.
2. Estimar las emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} con base a los episodios seleccionados.
3. Implementar un algoritmo de cálculo para obtener las emisiones erosivas de PM_{10} con base en información de tipos de suelos y campos meteorológicos.
4. Estimar a partir de variables geofísicas conocidas para suelos de Estados Unidos y con base en un análisis de sensibilidad, los valores de dichas variables en los tipos de suelos en la ZMCM.
5. Especificar en el inventario de emisiones las emisiones provenientes de los suelos presentes en la cuenca de la Ciudad de México

Resultados esperados

1) Se cuantificarán las emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} a la atmósfera de las categorías, fuentes móviles, fuentes fijas, caminos pavimentados y caminos no pavimentados, utilizando el inventario de emisiones proporcionado por el IMP, durante dos escenarios contrastantes durante la época de invierno de 1997.

2) Se predecirán la distribución espacial y temporal de las fracciones $PM_{2.5}$ y PM_{10} dentro de la región de estudio.

3) Se estimarán por primera vez las emisiones erosivas de PM_{10} utilizando información de velocidad de viento para un evento específico.

4) Se determinarán el impacto relativo de la actividad humana en el polvo suspendido y las velocidades de emisión en la ZMCM determinando las velocidades de erosión para áreas antropogénicas y no antropogénicas en una base regional, además de estimar las velocidades de erosión para suelos durante eventos de alto viento.

1.6 Sinopsis de la Tesis

En el siguiente capítulo se abordará cada uno de los componentes del sistema de modelación explicando los conceptos y la teoría sobre los que se fundamentan. En primer lugar el modelo meteorológico, CALMET, enseguida el algoritmo utilizado en la generación de las emisiones de partículas PM_{10}, EMIT, y por último, el modelo de transporte y dispersión CALGRID. En el capítulo 3, se discutirán las consideraciones que se tomaron en cuenta para la selección de los eventos de contaminación por partículas, y la diferencia entre las bases de datos disponibles contra las cuales se comparan los resultados de las modelaciones. Asimismo, se describen las bases de datos utilizadas en cada uno de los componentes del sistema de modelación; así como las consideraciones tomadas para la obtención de resultados acordes con las mediciones de PM. Los resultados de las modelaciones de los días seleccionados y cada una de las fracciones, i.e. PM_{10} y $PM_{2.5}$, se presentan y se discuten en el capítulo 4. Finalmente en el último capítulo de la tesis se presentan las conclusiones y las recomendaciones de esta investigación.

CAPITULO 2. EL SISTEMA DE MODELACIÓN

El sistema de modelación empleado en la obtención del patrón de dispersión y transporte de partículas está compuesto por tres elementos. En primer lugar se tiene el modelo meteorológico de diagnóstico CALMET (Scire et al., 2000), con el cual se obtienen los campos de vientos de los días simulados. En segundo lugar se tiene el algoritmo de emisiones EMIT, con el cual los datos del inventario de emisiones de PM, se ponen en un formato compatible con el modelo de dispersión y transporte. Por otra parte este mismo algoritmo de cálculo contiene una parte que calcula las emisiones PM_{10} provenientes de suelos desnudos, dicho módulo se activa cuando se utiliza el inventario de emisiones de PM_{10} simultáneamente. Finalmente, se encuentra el modelo de dispersión y transporte CALGRID (Yamartino et al., 1992), al que se introducen además de los resultados obtenidos con los dos componentes anteriores, otros parámetros inherentes del propio modelo.

2.1 CALMET

El modelo meteorológico CALMET utiliza una malla que comprende celdas cuadradas con una resolución, es decir tamaño de celda, que el usuario especifica. Asimismo se cuenta con la modelación de niveles verticales con espaciamiento variable. El "punto de malla" se refiere al centro de cada celda en las direcciones horizontal y vertical. La "cara de la celda" se refiere ya sea a la frontera horizontal o vertical entre dos celdas adyacentes. En CALMET, las componentes de viento horizontales y todos los parámetros meteorológicos están definidos en cada punto de los nodos. Las componentes de viento verticales están definidas en las caras de las celdas verticales. El modelo opera en un sistema coordenado vertical próximo al terreno, dado por

$$Z=z-h_t \qquad (2.1)$$

donde

Z es la coordenada vertical próxima al terreno (m)

z es la coordenada cartesiana (m)

h_t es la altura del terreno (m)

La velocidad vertical, W (m/s), en el sistema coordenado próximo al terreno está definido como:

$$W = x - u\frac{\partial h_t}{\partial x} - v\frac{\partial h_t}{\partial y} \qquad (2.2)$$

donde

W es la componente vertical física (m/s) en coordenadas cartesianas

u,v son las componentes de viento horizontales (m/s)

2.1.1Datos de Entrada Requeridos

Los requerimientos de entrada del modelo CALMET (Scire et al., 2000), se resumen en la Tabla 2.1. CALMET está diseñado para requerir solamente observaciones meteorológicas de estaciones de superficies y superiores disponibles. CALMET lee las observaciones de superficie horarias de velocidad de viento, temperatura, cobertura de nubes, altura de techo de nubes, presión de superficie, humedad relativa y tasas de precipitación pluvial. Se permiten en el programa valores de datos faltantes, ya que estos son internamente reemplazados por valores en la estación más cercana con datos no perdidos. Sin embargo, debe disponerse de un valor válido de cada parámetro de al menos una estación para cada hora de la corrida.

Los datos en capas verticales requeridos por CALMET incluyen los datos de los sondeos atmosféricos de velocidad de viento, dirección de viento, temperatura y presión. Si la intensidad del viento del aire superior, la dirección del viento, o la temperatura faltasen, CALMET interpola los datos disponibles para reemplazar los datos faltantes.

CALMET también requiere datos geofísicos incluyendo los campos de elevaciones del terreno y categorías del uso de suelo. Otros parámetros geofísicos, como son la longitud de rugosidad de superficie, el albedo, la razón de Bowen, el flujo de calor de suelo, el flujo de calor antropogénico e índice de densidad foliar son requeridos por el modelo. Si estos parámetros no se introducen, se asignan valores tomados a partir de una base de datos de CALMET. Todos estos datos están contenidos en un archivo alimentado a CALMET, el cual debe ser declarado, al igual que los archivos de superficie y sondeos en un “archivo de control”

Tabla 2.1. Resumen de los Datos de entrada requeridos por CALMET

Datos Meteorológicos de Superficie	Observaciones horarias de: Velocidad de viento Dirección de viento Temperatura Cobertura de nubes Altura de techo de nubes Presión de superficie Humedad Relativa Tasa de precipitación pluvial
Datos Meteorológicos en Altura	Perfiles verticales observados de: Velocidad de viento Dirección de viento Temperatura Elevación de presión
Datos Geofísicos	Campos de Malla de: Elevaciones de terreno Categorías de uso de suelo
Otros Datos Estos parámetros se pueden derivar de las categorías de uso de suelo o ser introducidas directamente.	Longitud de rugosidad de superficie Albedo Razón de Bowen Constante de flujo de calor del suelo Flujo de calor antropogénico Índice de densidad foliar

El modelo CALMET consiste de un módulo de campo de viento de diagnóstico y módulos micrometeorológicos para tratar vientos sobre agua y sobre tierra. El módulo de campo de viento de CALMET utiliza un enfoque de dos pasos para el cálculo de los campos de viento. En el primer paso, se ajusta un campo de viento supuesto inicialmente a los efectos cinemáticos del terreno, flujos de pendiente y efectos del bloqueo del terreno. En el segundo paso, se realiza un procedimiento de análisis objetivo para introducir los datos observados dentro del campo del paso 1.

Después que el campo de viento supuesto inicialmente se ha establecido, es ajustado entonces a los efectos cinemáticos del terreno utilizando el enfoque de Liu y Yocke (1980). La velocidad vertical cartesiana, w (m/s) se calcula como:

$$w = (V \cdot \nabla h_t)\exp(-KZ) \quad (2.3)$$

donde

V es el viento del dominio promedio (m/s)

h_t es la altura del terreno

K es el coeficiente dependiente de la estabilidad de decaimiento exponencial (1/m)

Z es la coordenada vertical

Después que se obtiene la velocidad vertical cartesiana forzada por el terreno, w, se procede a calcular la velocidad vertical próxima al terreno, W, empleando la ecuación 2.2. Los efectos cinemáticos del terreno sobre las componentes de viento verticales se evalúan entonces aplicando un esquema de divergencia- minimización al campo de viento inicialmente supuesto. Este esquema ajusta iterativamente las componentes de viento horizontales hasta que la divergencia tridimensional sea menor a la que especifica el usuario ($5X10^{-6}$ para la modelación de polvos transportados por el viento en este estudio).

Después que los efectos cinemáticos son considerados, CALMET utiliza un esquema empírico para estimar la magnitud de los campos de viento de pendiente en terreno complejo. El vector de velocidad se añade al campo de viento del paso 1 para producir un campo de viento ajustado en el mismo paso, de acuerdo a las siguientes ecuaciones:

$$u_1' = u_1 + u_s \quad (2.4)$$

$$v_1' = v_1 + v_s \quad (2.5)$$

donde

(u_1, v_1) son las componentes del campo de viento del paso 1 (m/s) antes de considerar los efectos de flujo de pendiente

(u_s, v_s) son las componentes de viento de flujo de pendiente (m/s)

(u_1', v_1') son las componentes de viento del paso 1 (m/s) después de considerar los efectos de flujo de pendiente.

La dirección del flujo de pendiente está determinada utilizando un procedimiento empírico sugerido por Allwine y Whiteman (1985). La magnitud de éste está parametrizado como una función de la hora del día, el gradiente adiabático de temperatura del dominio, la altura del terreno y la inclinación del mismo.

Después que los flujos de pendiente se toman en consideración, los efectos de bloqueo termodinámico del terreno sobre el flujo eólico se parametrizan en términos del número local de Froude (Allwine y Whiteman, 1985):

$$F_r = \frac{V}{N\Delta h_t} \tag{2.6}$$

$$\Delta h_t = (h_{max})_{ij} - (z)_{ijk} \tag{2.7}$$

donde

- Fr es el número local de Froude
- V es la velocidad del viento (m/s) en el punto de nodo.
- N es la frecuencia de Brunt-Vaisala (1/s)
- $(h_{max})_{ij}$ es la altura de terreno de la malla más alta dentro de un radio de influencia del punto de nodo (i,j)(m)
- $(z)_{ijk}$ es la altura del punto de nodo (i,j) arriba del piso (m)

El número de Froude se calcula en cada punto de nodo. Si Fr es menor que el número crítico de Froude (1.0 para la modelación de erosión) y el viento en el punto nodal tiene una componente ascendente, la dirección del viento se ajusta para que sea tangente al terreno. Si Fr es más grande que el número crítico de Froude, no se hacen ajustes. El segundo paso en el procesamiento del campo de viento por el modelo de viento diagnóstico, es la introducción de los datos observados dentro del campo de viento por nodos del paso 1. El procedimiento del paso 2 consiste en cuatro subpasos: interpolación, emparejamiento, ajuste de O'Brien de velocidades verticales y minimización de divergencia.

Se utiliza un método de distancia-inversa para introducir los datos observados dentro del campo de viento del paso 1 de acuerdo a:

$$(u,v)_2' = \frac{\frac{(u,v)_1}{R^2} + \sum_k \frac{(u_{obs}, v_{obs})_k}{R_k^2}}{\frac{1}{R^2} + \sum \frac{1}{R_k^2}} \qquad (2.8)$$

donde

$(u_{obs},v_{obs})_k$	son las componentes de viento observadas en la estación k (m/s)
$(u,v)_1$	son las componentes de viento en un punto nodal en particular (m/s)
$(u,v)'_2$	son las componentes iniciales de viento del paso 2 (m/s)
R_k	es la distancia desde la estación de observación k al punto de nodo (m)
R	es un parámetro de ponderación del usuario para el campo de viento del paso 1.

El esquema de interpolación permite que los datos observados sean ponderados fuertemente en la vecindad de la estación de observación, mientras que el campo del paso 1 domina el campo de viento interpolado en regiones sin datos observados. El esquema de interpolación se aplica independientemente a cada capa vertical. Se excluye una observación de la interpolación si la distancia desde la estación de observación al punto de nodo particular excede un radio de influencia máximo definido por el usuario.

Después que se introdujeron las observaciones dentro del campo de viento, se aplica un procedimiento iterativo de emparejamiento para reducir las discontinuidades en el campo de viento. La fórmula de emparejamiento utilizada por CALMET es:

$$(u_{i,j})_2'' = 0.5u_{i,j} + 0.125[u_{i-1,j} + u_{i+1,j} + u_{i,j-1} + u_{i,j+1}] \qquad (2.9)$$

donde

$(u_{i,j})_2''$ es la componente de viento u en el punto de nodo (i,j) después del emparejamiento (m/s)

$u_{i,j}$ es la componente de viento *u* antes del emparejamiento (m/s)

Una ecuación similar se aplica a la componente de viento *v*. El máximo número de pasos de emparejamiento se especifica por el usuario.

Para el cálculo de las velocidades verticales en CALMET se utilizó el procedimiento sugerido por O'Brien (1970). El procedimiento de O'Brien forza la velocidad vertical a cero en la capa más alta del dominio del modelo. Puesto que los vientos horizontales no son consistentes en masa con las velocidades verticales ajustadas, los vientos horizontales son entonces ajustados empleando un esquema de minimización de divergencia.

El procedimiento de minimización de divergencia utilizado por CALMET está descrito por Goddin y otros (1980). Este procedimiento ajusta iterativamente las componentes de viento horizontales dentro de un umbral de divergencia especificado por el usuario mientras se mantiene un campo de velocidad de vertical constante. Se calcula la divergencia para cada punto de la malla. Las componentes de viento *u* y *v* en las celdas adyacentes son ajustadas para que la divergencia en el nodo de la malla sea cero. Sin embargo al aplicar este procedimiento iterativamente, la divergencia se reduce por abajo del umbral por toda la malla.

2.1.2 Modelo de Capa Límite de CALMET

Junto con el módulo de campo de viento diagnóstico, CALMET también contiene un modelo micrometeorológico que intenta caracterizar la turbulencia y estructura de la capa planetaria límite. Como apuntaron van Ulden y Holtslag (1985), el uso de los parámetros apropiados de escalamiento de la capa límite, puede mejorar la calidad de las predicciones de dispersión. Los principales parámetros necesarios para describir la estructura de la capa límite son el flujo de calor de superficie (Q_h), flujo de momento de superficie (ρu_*^2), y la altura de la capa límite (h). Varios parámetros adicionales como velocidad de fricción (u_*), la escala de velocidad convectiva (w_*), y la longitud de Monin-Obukov (L), se derivan de los mencionados previamente. Estos parámetros micrometeorológicos pueden ayudar a describir el grado de turbulencia presente en el dominio del modelo. CALMET contiene un algoritmo para capas

límite sobre tierra y sobre agua. Se describe aquí solamente el esquema sobre tierra dado que es el que únicamente interesa.

Se utiliza un método de balance de energía sobre superficies basado principalmente en Holtslag y van Ulden (1983). El balance en la superficie lo escriben como:

$$Q_* + Q_f = Q_h + Q_e + Q_g \qquad (2.10)$$

donde

Q_*	es la radiación neta (W/m^2)
Q_f	es el flujo de calor antropogénico (W/m^2)
Q_h	es el flujo de calor sensible (W/m^2)
Q_e	es el flujo de calor latente (W/m^2)
Q_g	es el término del flujo de calor acumulación/suelo (W/m^2)

El cociente del calor sensible (Q_h) entre el flujo de calor latente (Q_e) se define como la razón de Bowen:

$$B = Q_h/Q_e \qquad (2.11)$$

El modelo requiere valores de razón de Bowen en cada nodo. Los valores usados en este estudio, están proporcionados en la Tabla 2.2. El flujo de calor en las capas del suelo o materiales de construcción, Q_g, está parametrizado durante el día en términos de la radiación neta:

$$Q_g = c_g Q_* \qquad (2.12)$$

La constante c_g es una función de las propiedades de la superficie y está aproximadamente entre 0.05-0.25 para áreas rurales y 0.25-0.30 para áreas urbanas. El flujo de calor antropogénico, Q_f, es una función de la densidad de población y el uso de energía per cápita.

Los valores del flujo de calor de suelo, c_g, y el flujo de calor antropogénico, Q_f, que empleó CALMET para la ZMCM, se dan también en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2 Categorías de uso de suelo de CALMET y parámetros geofísicos asociados

Uso de suelo	Descripción	Rugosidad Superficial (m)	Albedo	Razón de Bowen	Flujo de Calor de Suelo (W/m^2)	Flujo Calor Antro-pogé-nico (W/m^2)	Indice Area Foliar
1	Urbano	0.5	0.18	1.5	0.25	0.0	0.2
2	Cultivos de Temporal	0.05	0.23	1.0	0.15	0.0	3.0
3	Cultivos de Riego	0.05	0.23	0.5	0.15	0.0	3.0
4	Pastos	0.10	0.23	1.0	0.15	0.0	0.5
5	Selva Baja Decidua	0.50	0.17	1.0	0.15	0.0	7.0
6	Bosque de Coníferas	0.50	0.12	1.0	0.15	0.0	7.0
7	Bosque Mixto	0.40	0.14	1.0	0.15	0.0	7.0
8	Agua	0.001	0.08	0.0	1.00	0.0	0.0
9	Vegetación Acuática	0.20	0.14	0.5	0.25	0.0	2.0
10	Hielo	0.05	0.70	0.5	0.15	0.0	0.0
11	Encino	0.50	0.12	1.0	0.15	0.0	7.0
12	Suelo Desnudo	0.10	0.25	1.0	0.15	0.0	0.05
13	Arena	0.10	0.25	1.0	0.15	0.0	0.05

La radiación neta, Q_*, es el residuo que resulta del balance entre la radiación entrante y la radiación saliente. El método empírico de Holtslag y van Ulden (1983) se utiliza para estimar Q_*:

$$Q_* = \frac{(1-A)Q_{sw} + c_1 T^6 - \sigma T^4 + c_2 N}{1 + c_3} \qquad (2.13)$$

$$Q_{sw} = (a_1 \operatorname{sen} \phi + a_2)(1 + b_1 N^{b2}) \qquad (2.14)$$

donde

T	es la temperatura del aire medido (K)
σ	es la constante de Stefan-Boltzmann ($5.67X10^{-8}$ $W/m^2/K^4$)
N	es la fracción de cielo cubierto por las nubes
A	es el albedo de la superficie (dado en la Tabla 2.2)
ϕ	es el ángulo de elevación solar (grados)

c_1	5.31 x 10^{-13} W/m²/ K^6
c_2	60 W/m²
c_3	0.12 (adimensional)
a_1	990 W/m²
a_2	-30 W/m²
b_1	-0.75 (adimensional)
b_2	3.4 (adimensional)

Utilizando las ecuaciones (2.10)-(2.14), el flujo de calor sensible en el día se puede expresar en términos de cantidades conocidas:

$$Q_h = \frac{B}{1+B}\left[Q_*(1-c_g)+Q_f\right] \qquad (2.15)$$

Una vez que se conoce Q_h, la longitud Monin-Obukov (L), y la velocidad de fricción de superficie (u_*), se calculan por iteración:

$$u_* = ku / [\ln(z/z_0) - \psi_m (z/L) + \psi_m(z_0/L)] \qquad (2.16)$$

donde

z_0	es la longitud de la rugosidad de superficie (m) (dado en la Tabla 2.2)
ψ_m	es el factor de corrección de estabilidad
k	es la constante de von Karman =0.4
u	es la velocidad de viento (m/s) a la altura z.

La longitud de Monin-Obukov se define como:

$$L = \frac{-\rho\, c_p T u_*^3}{kgQ_h} \qquad (2.17)$$

donde

T es la temperatura (K)

c_p es el calor específico del aire a presión constante (996 $m^2/(s^2\ K)$)

ρ es la densidad del aire (kg/m^3)

g es la aceleración de la gravedad (m/s^2)

La altura de la capa límite neutral (mecánica) se estima como:

$$h = \frac{Bu_*}{[fN_B]^{1/2}} \qquad (2.18)$$

donde

f es el parámetro de Coriolis igual a $10^{-4}\ s^{-1}$

B es una constante igual a 2.5

N_B es la frecuencia de Brunt-Vaisala en la capa superior estable (1/s)

u_* es la velocidad de fricción de superficie (m/s)

CALMET también contiene ecuaciones para el cálculo de la altura de mezclado convectiva y la escala de velocidad convectiva. La estabilidad atmosférica es un parámetro importante en el cálculo de estos parámetros. CALMET produce clases de estabilidad de Pasquill-Gifford-Turner (PGT) para cada nodo y paso de tiempo. El sistema de clasificación PGT está dado en la Tabla 2.3. Desde A hasta F, la estabilidad atmosférica se incrementa desde fuertemente inestable hasta fuertemente estable. La clase de estabilidad D, representa condiciones neutrales.

Tabla 2.3 Sistema de Clasificación PGT

Clase de Estabilidad	**A**	**B**	**C**	**D**	**E**	**F**
Estabilidad	Fuertemente inestable	Inestable	Ligeramente inestable	Neutral	Ligeramente estable	Fuertemente estable

Las ecuaciones convectivas se dan en la sección 2 del Manual de usuario de CALMET.

Cuando el módulo de campo de viento incorpora el módulo micrometeorológico, se producen los campos horarios de viento tridimensionales de malla y campos de malla de los parámetros

micrometeorológicos. Con los campos de viento tridimensionales y los parámetros micrometeorológicos, el módulo de emisiones y el simulador de transporte y dispersión de contaminantes están en condiciones de ser usados.

2.2 EMIT

Los campos meteorológicos producidos por CALMET son necesarios en el segundo componente del sistema de modelación, EMIT. EMIT es un algoritmo de emisión que calcula las emisiones de PM_{10} provenientes de la erosión de suelos. En este algoritmo se encuentra la ecuación universal de erosión modificada por Saxton y otros (1998) y cuyo desarrollo se discutirá a lo largo de esta sección. Para mayores detalles sobre la metodología de campo y de laboratorio se sugiere consultar la referencia.

El programa EMIT fue escrito en Fortran 77, y calcula los flujos de masa de PM_{10}, horizontal y verticalmente. El flujo de masa horizontal se determina basado en el concepto de energía erosiva del viento, mientras que para calcular el flujo de masa de polvo vertical, se utiliza un balance de momentum entre el flujo de masa en la dirección de la corriente del suelo erosionado y el flujo de masa vertical de las partículas suspendidas, el flujo de masa se da en g/(celda/s). Para calcular los flujos de masa, EMIT lee datos de uso de suelo y tipos de suelo para la malla de simulación con la misma resolución y el mismo número de celdas utilizadas en el modelo CALMET. Para calcular la energía del viento erosiva, EMIT necesita las componentes de viento superficiales *u* y *v*, las cuales son previamente extraídas de los campos meteorológicos obtenidos con CALMET. El procedimiento para calcular las emisiones de polvos se explica a continuación.

2.2.1 Metodología para el cálculo de las emisiones de polvos

Saxton y otros (1998), desarrollaron una ecuación empírica para predecir Q_t, el flujo de masa en la dirección horizontal sobre el suelo erosionado. Similar a la forma de la ecuación de energía de erosión (Woodruff y Siddoway, 1965), el flujo de masa calculado se basa en las condiciones principales conocidas por tener un efecto en un evento de erosión, es decir:

$$Q_t = \mathrm{f}(W, EI, SC, K, WC) \qquad (2.19)$$

donde

Q_t es el flujo de masa horizontal, (g /(m anchura de suelo erosionado /s))

W_t es la energía erosiva del viento, (m^3/s^3)

EI es la erosionabilidad del suelo, ($g\ s^3\ /\ m^3$)

SC es la cobertura de superficie (%)

K es la rugosidad de superficie, (cm)

WC es el contenido de agua, (0-1)

En el segundo paso, el modelo predice el flujo de masa PM_{10} vertical (F) emitido durante un periodo erosivo y cuyas unidades son g/(celda / s). Dicho flujo de masa vertical está calculado a partir del flujo de masa horizontal, Q_t, el índice de polvos PM_{10}, (D), adimensional, y la velocidad del viento (U), dada en m/s; de forma tal que se relacionen estas variables por medio de la ecuación:

$$F = \mathrm{f}\,(Q_t, D, U) \qquad (2.20)$$

La investigación de Saxton y otros (1998) involucró la cuantificación de las variables de la ecuación 2.19 para determinar el flujo de masa horizontal durante un evento de erosión eólica. Se definen entonces las características del perfil de viento relacionadas y las concentraciones de PM_{10} para estimar las emisiones de polvo vertical dadas por la ecuación 2.20. A continuación se definen las variables o parámetros de suelos, necesarios para esa cuantificación.

2.2.2 Flujo de masa PM_{10} Horizontal

2.2.2.1 Indice de polvos PM_{10}

El índice de polvos PM_{10} es la fracción más pequeña y ligera del suelo que más comúnmente es suspendida y emitida hacia arriba del flujo horizontal del material erosionado. Para predecir la emisión de PM_{10} proveniente de la erosión horizontal para un suelo dado, la cantidad de PM_{10} disponible para la suspensión proveniente de un suelo, o polvos del suelo, D, se estimó

con un procedimiento de laboratorio (Saxton et al. 1998), donde el índice de polvos de la muestra, *D*, se calculó como:

$$D=(m_{sp}/m_s)*100 \quad (2.21)$$

donde

- D es el índice de polvos PM_{10} (adimensional)
- m_{sp} es la masa de las partículas suspendidas colectadas por TEOM
- m_s es la masa de la muestra de suelo suspendida menor a 2 mm

2.2.2.2 Cobertura de superficie y rugosidad

Se encontró que el porcentaje de cobertura de superficie (*SC*) y la rugosidad de superficie del suelo (*K*) ejercen un control sinergístico en la erosión del viento, en concordancia con los resultados de Fryrear (1985). La ecuación de correlación (Horning, et al. 1996) desarrollada a partir de experimentos en túnel de viento para estimar la efectividad de la cobertura residual y la rugosidad aleatoria tiene la siguiente forma:

$$SLR=e^{-0.05*SC}*e^{-0.52*K} \quad (2.22)$$

donde

- SLR es la velocidad de pérdida de suelo
- SC es la cobertura residual plana (%)
- K es la rugosidad aleatoria (cm, desv. estándar)

Esta relación muestra que manteniendo la superficie con plantas, es un método muy efectivo y práctico para controlar la erosión del viento (Woodruff et al., 1977). Sin embargo, las disminuciones significativas de la erosión del viento provenientes de suelos cultivados se pueden también alcanzar con incrementos ya sea en la rugosidad aleatoria (terrón) o en la rugosidad orientada (reborde) (Chepil, 1941, Fryrear 1984).

2.2.2.3 Energía del viento

Se han empleado varias ecuaciones para relacionar el flujo en la dirección de la corriente erosiva con aproximadamente la potencia cúbica de la velocidad del viento a una altura fija o la velocidad de corte, como lo resume Greely e Iverson (1985). Siguiendo la forma de Lettau y Lettau (1978), se puede calcular la energía de viento por evento para la duración de velocidades de viento arriba del umbral de erosión a partir de las series de velocidades de viento promedio de una hora como:

$$W_t = 3600\,\rho\,\bar{U}^2\left(\bar{U}-\bar{U}_t\right) \qquad (2.23)$$

donde

W_t es la energía del viento horaria (m^3/s^3)

$\bar{U}$ es la velocidad del viento promedio de una hora a 3 m de altura (m/s)

$\bar{U}_t$ es la velocidad del viento promedio de una hora de umbral a 3 m de altura (m/s)

2.2.2.4 Indice de Erosionabilidad

El índice de erosionabilidad, *EI*, es una medida de la susceptibilidad intrínseca de un suelo a la erosión eólica cuando no está protegido por una cobertura de superficie, rugosidad, corteza o humedad del suelo. Para condiciones bien definidas de campo y de superficie de suelo, la ecuación 2.19 podría mostrar que *EI* puede ser calculada como el cociente de la erosión medida durante una tormenta de viento, Q_t, entre la energía del viento total, W_t, durante el periodo erosivo:

$$EI = \frac{Q_t}{W_t(SC, K, WC)} \qquad (2.24)$$

Como se muestra en la Figura 2.1, *EI* se calculó como la pendiente de la línea de Q_t vs. W_t para los datos de 11 eventos de erosión eólica que ocurrieron durante los periodos de 1994 a 1996 en la meseta de la Columbia en Estados Unidos.

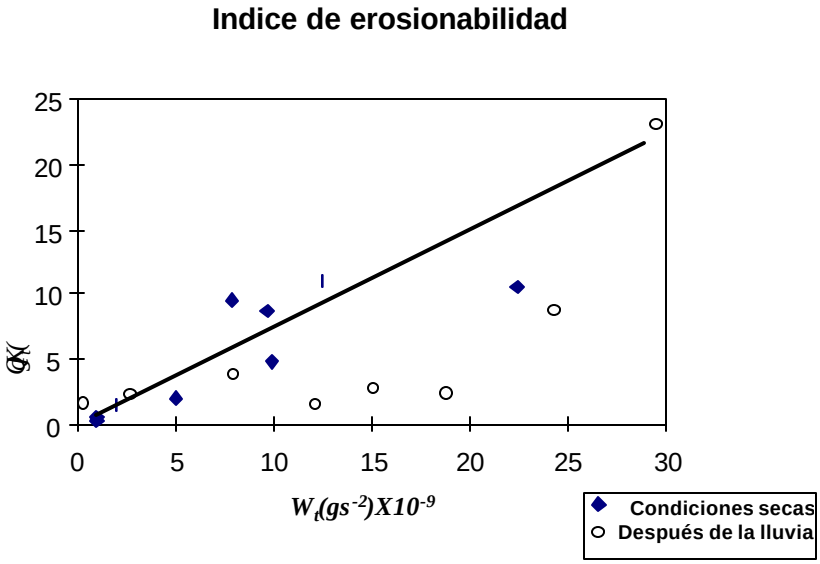


Figura 2.1. Indice de erosionabilidad (*EI*), calculado como la pendiente para tormentas de viento que ocurrieron durante los periodos cuando la superficie del suelo estaba tanto seca como sin corteza. Los eventos que ocurrieron después de una lluvia significativa se muestran con fines de comparación.

Para cada evento, Q_t fue calculado ajustando el parámetro, q_{int}, para la rugosidad de superficie observada y las condiciones residuales para el sitio a la hora del evento. De esta forma:

$$Q_t = \frac{q_{\text{int}}}{e^{-0.05*SC} e^{-0.52*K}} \qquad (2.25)$$

La elección de la velocidad de viento de umbral para el inicio de la erosión, U_t, puede tener un gran efecto sobre W_t, y de esta forma sobre *EI*. Para proporcionar un estimado de la erosionabilidad del suelo, se determinó una relación entre el *EI* encontrado y los valores de pérdida de suelo relativa, *R*, (Figura 2.1). La ecuación desarrollada (forzada a través del origen) es:

$$EI = 0.06\, R^{0.6} \qquad (2.26)$$

2.2.2.5 Contenido de Agua.

El término de contenido de agua (*WC*) reduce las emisiones de polvo predichas dependiendo de los antecedentes históricos de lluvia y cultivo. Para condiciones de campo húmedas o secas, el valor de este término varía desde 1 para suelos completamente secos hasta 0 para suelos completamente húmedos.

La gran cantidad de variables definidas en las ecuaciones 2.21 a 2.26, se pueden combinar como multiplicadores lineales en la ecuación de erosión eólica del flujo de masa PM_{10} horizontal, de tal manera que resulta en la siguiente ecuación:

$$Q_t=(W_t \text{ x } EI \text{ x } e^{-0.05*SC} \text{ x } e^{-0.52*K} \text{ x } WC) \qquad (2.27)$$

Esta ecuación permite predecir la masa de suelo transportada horizontalmente en un campo abierto de una anchura de 1.0 m y a una altura de 1.5 m en una base de tiempo definida por la energía de viento. Esta ecuación aproxima el transporte de polvo en el equilibrio por arrastre y transición para energía eólica y la condición de superficie de campo del evento especificado.

2.2.3 Flujo de masa PM_{10} Vertical

Las mediciones de Saxton y otros (1998) de concentraciones de PM_{10} y el Q_t durante eventos de erosión eólica se usaron para desarrollar una relación entre el flujo de masa PM_{10} vertical y la erosión del viento. Ellos tomaron la masa del filtro de PM_{10} medida a 1.5 y 2.5 m de altura ($m_{1.5}$, $m_{2.5}$) y la relacionaron con la cantidad de polvo que está disponible a ser transportada horizontalmente cerca de la superficie del suelo con aquella suspendida en las capas superiores de aire. Se encontró una relación lineal como el mejor ajuste entre $m_{1.5}$, y la fracción de PM_{10} del suelo erosionado, y que está dada por:

$$m_{1.5} = k_1 Q_t \frac{D}{100} \qquad (2.28)$$

Encontraron también una relación (r^2=0.92) entre $m_{1.5}$ y $m_{2.5}$:

$$m_{2.5} = k_2\, m_{1.5} \qquad (2.29)$$

donde

k_1=7.7X10^{-2} y k_2=9.2X10^{-1}

Y sugieren que las correlaciones entre $m_{1.5}$, $m_{2.5}$ y Q_t, se deben mantener para cualquier periodo de tiempo. De esta forma para ajustar intervalos de tiempo en el modelado de un evento, las concentraciones medias horarias de PM_{10} a 1.5 y 2.5 m, $M_{1.5}$ y $M_{2.5}$, se estimaron dividiendo $m_{1.5}$ y $m_{2.5}$ entre el volumen de aire alimentado a través del filtro en una base horaria, por ejemplo:

$$M_{1.5} = \frac{m_{1.5}}{Rt} \qquad (2.30)$$

donde

R es la velocidad de flujo a través de la entrada del muestreador, (m^3/ s)

t es la duración del periodo de muestreo, (s) o bien,

$$M_{1.5} = m_{1.5} \big/ k_3 \quad \text{y} \quad M_{2.5} = m_{2.5} \big/ k_3 \qquad (2.31)$$

donde

k_3 es el flujo volumétrico del muestreador, (68.0 m^3/h)

En el siguiente paso, se propone que el flujo de masa PM_{10} vertical se relacione con el flujo de masa en la dirección de la corriente del suelo erosionado. Las observaciones de campo han demostrado que la concentración de polvo suspendido es una función de la altura (Chepil y Woodruff, 1957; Gillette 1977, Nickling 1978, Nickling y Gilles 1989, 1993) definida por:

$$F = -K_A \rho \frac{\partial c}{\partial z} \qquad (2.32)$$

donde

F	es el flujo de masa PM_{10} vertical, ($\mu g /m^2$ s)
K_A	es el coeficiente de intercambio de aerosoles
ρ	es la densidad del aire, (kg/m^3)
c	es la concentración de $PM_{10,}$ ($\mu g/m^3$)
z	es la altura, (m)

Por igualación de la ecuación 2.32 con una expresión similar para el flujo de momento en una columna de aire (Gillette et al. 1972, Gillette et al. 1974), se llega a que el flujo de masa PM_{10} vertical se determine usando:

$$F = C_d U_l^2 \left[-\frac{(M_{2.5} - M_{1.5})}{U_{2.5} - U_{1.5}} \right] \tag{2.33}$$

donde

F	es el flujo de masa PM_{10} vertical, ($\mu g/m^2$ s)
C_d	es el coeficiente de arrastre
$U_{1.5}$ y $U_{2.5}$	son las velocidades promedio del viento a alturas de 1.5 m y 2.5 m respectivamente, (m/s)
M_1 *y* M_2	son las concentraciones promedio de PM_{10} a las alturas de $U_{1.5}$ y $U_{2.5}$, ($\mu g/m^3$)

El coeficiente de arrastre se define como (Priestly, 1959):

$$C_d = \left(u_* \big/ U_1 \right)^2 \tag{2.34}$$

que cuando se sustituye en la ecuación 2.33 resulta:

$$F = u_*^2 \left[-\frac{(M_{2.5} - M_{1.5})}{(U_{2.5} - U_{1.5})} \right] \tag{2.35}$$

Sabiendo que la velocidad de fricción, u_*, puede ser descrita por la ecuación del perfil de viento logarítmico,

$$U_z = \frac{u_*}{k} \ln \frac{z}{z_0} \tag{2.36}$$

donde

U_z	es la velocidad del viento, (m/s)
z	es la altura por encima de la superficie, (m)
k	es la constante de von Karman (adimensional, 0.4)
z_0	es la altura de rugosidad aerodinámica de la velocidad promedio cero, (m)

Sustituyendo la ecuación 2.36 en la ecuación 2.35 resulta la ecuación deseada:

$$F = \frac{-ku_*\left(M_{2.5} - M_{1.5}\right)}{\ln\left(z_{2.5} / z_{1.5}\right)} \tag{2.37}$$

Esta ecuación estima el flujo de masa PM_{10} vertical (F) emitido por los suelos durante un evento de erosión eólica.

2.3 CALGRID

El modelo CALGRID (Scire et al., 1989) utiliza el mismo sistema de malla que CALMET, tanto en el número de celdas en la dirección horizontal como en la vertical, así como el mismo número de capas verticales. La franja externa que rodea a las celdas de la malla se utiliza como “celdas de frontera”. La integración de los procesos químicos y físicos llevados a cabo en el modelo no se realiza en las celdas de frontera. Estas celdas sirven como lugares de almacenamiento para las concentraciones de frontera laterales de la malla. CALGRID también opera con el mismo sistema coordenado vertical próximo al terreno, como CALMET, anteriormente definido en la ecuación 2.2.

2.3.1 Requerimientos de Datos de Entrada

Los conjuntos de datos de entrada utilizados por CALGRID se resumen en la Tabla 2.4. CALGRID requiere campos de malla horarios de parámetros micrometeorológicos, componentes de viento en las tres dimensiones y campos de temperatura, además de datos geofísicos. Todos los parámetros alimentados se documentan en un archivo de salida que CALMET genera en cada corrida. CALGRID requiere campos de emisiones de malla horarios, los cuales proporciona el código EMIT para toda clase de fuentes de $PM_{2.5}$ y PM_{10}. CALGRID también necesita concentraciones iniciales, condiciones de frontera laterales, y la introducción de velocidades de depositación para cada especie modelada. Finalmente, si la química atmosférica va a ser modelada, se deben incluir los datos de cinética química. Sin embargo, para las aplicaciones en esta tesis, el módulo químico no se activó, pues se consideró únicamente transporte y dispersión de partículas. Los componentes técnicos principales del modelo CALGRID incluyen: un mecanismo químico, tratamiento de transportes vertical y horizontal, difusión, y depositación seca.

2.3.2 Advección y Difusión

CALGRID describe el transporte (advección y difusión) de contaminantes de acuerdo a la siguiente ecuación de transporte:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \nabla \cdot \left[VC - K\rho \nabla \left(\frac{C}{\rho} \right) \right] = 0 \qquad (2.38)$$

donde

V es el vector del campo de viento (m/s)

K es el tensor de difusividad (m)

C es la concentración de contaminante ($\mu g/m^3$)

ρ es la densidad atmosférica

∇ está definido de acuerdo a lo siguiente:

$$\nabla = \frac{\partial}{\partial x} i + \frac{\partial}{\partial y} j + \frac{\partial}{\partial z} k \qquad (2.39)$$

Tabla 2.4. Resumen de los Datos Requeridos por CALGRID

Salidas provenientes de CALMET
• Campos de malla horarios de parámetros geofísicos • Campos de malla horarios de parámetros micrometeorológicos • Campos de viento tridimensionales • Campos de malla horarios de otros parámetros meteorológicos
Datos de Emisión. Salidas provenientes de EMIT
• Campos de malla de emisión para cada especie modelada
Condiciones Iniciales y de Frontera
• Condición inicial para cada capa y para cada especie modelada • Condición de frontera para cada capa y para cada especie modelada (puede ser dependiente o no del tiempo)
Datos de Velocidades de Depositación
• Una velocidad de depositación para cada especie definida por el usuario para cada hora de un ciclo diurno
Datos Químicos (no usados para los polvos de suelos erosionados)
• Archivo de definición de mecanismo químico • Datos químicos específicos de emisiones

2.3.3 Advección Horizontal

Para manejar efectivamente el transporte horizontal de los contaminantes, se implementa en CALGRID un esquema de función de chapeau de alto orden para resolver la ecuación horizontal de advección/difusión. Este esquema conserva la masa exactamente, prohíbe las concentraciones negativas, y muestra muy poca difusión numérica. Se aplica selectivamente un filtro local no lineal a los puntos de la malla, para eliminar el ruido que sigue a una distribución advectada. Este filtro y un esquema subsiguiente de borrado de masa, asegura que no se generen las concentraciones negativas. Los cálculos de la advección horizontal están conducidos en los planos x-y de concentración empleando un paso de tiempo igual a la mitad del paso de tiempo del modelo básico. El paso de tiempo del modelo básico para aplicaciones de polvos de suelos erosionados es 1/3 de una hora. De esta forma, los cálculos de advección horizontal están conducidos en un paso de tiempo de 1/6 de una hora. Dentro del módulo de

advección, la advección de un plano 2-D de concentraciones se alcanza como dos conjuntos de pasos de advección 1-D.

2.3.4 Difusión Horizontal

Para tratar la difusión horizontal, CALGRID utiliza un método basado en Smagorinski (1963), el cual considera que la difusión es debida a la distorsión en el campo de viento horizontal. La difusividad horizontal de eddy, es estimada directamente a partir de las componentes de viento horizontales, *u* y *v*. CALGRID utiliza un parámetro de difusividad adimensional, K_a.

$$K_a = \alpha_0^2 |D| \Delta t \qquad (2.40)$$

donde

α_0=0.28

Δt es el paso de tiempo (s), y

$$|D| = \left[\left(\frac{\partial v}{\partial x} + \frac{\partial u}{\partial y} \right)^2 + \left(\frac{\partial u}{\partial x} - \frac{\partial v}{\partial y} \right)^2 \right]^{1/2} \qquad (2.41)$$

Este método proporciona difusividades de cero cuando el campo de viento es uniforme, ya que no considera efectivamente los procesos turbulentos. Por esta razón, se incluye en el modelo un conjunto de difusividades relacionadas con la clase de estabilidad atmosférica, las cuales están basadas en la ecuación de Briggs (1973). La Tabla 2.5 muestra los valores de difusividad propuestos por el modelo como una función de la clase de estabilidad atmosférica para tomar en cuenta la “difusividad de escala de malla”.

La difusividad inducida del campo de viento calculada en la ecuación 2.41 se añade a la difusividad de “escala de malla” para obtener un valor de difusividad horizontal total.

Tabla 2.5. Valores de difusividades de "escala de malla" horizontales, dentro de la capa frontera como una función de la clase de estabilidad.

Clase de Estabilidad	Difusividad (m^2/s)/v(m/s)
A	224
B	96
C	32
D	0
E	0
F	0

2.3.5 Advección Vertical

Para estimar la advección vertical, el modelo CALGRID lee los campos tridimensionales horarios de las componentes *u*, *v* y *w*, como son proporcionados por CALMET. Las velocidades verticales próximas al terreno son utilizadas para determinar el flujo advectivo a través de cada una de las caras de la celda vertical. A diferencia de la ponderación del flujo invocada para las componentes *u* y *v* en el cálculo de la advección horizontal, el cálculo de conservación de la masa de la componente *w* en las caras de celdas verticales de CALGRID involucra una interpolación lineal simple entre los dos valores vecinos de las caras de la celda de malla meteorológicas.

2.3.6 Difusión Vertical

Las difusividades verticales, K_z, empleadas en CALGRID están basadas en una escala convectiva en la capa límite diurna y una escala local en la capa límite nocturna. Los campos discretizados de la altura de mezclado (h), la velocidad de fricción de superficie (u_*), la longitud de Monin-Obukhov, L, y la altura de escala convectiva (w_*) son requeridos por CALGRID en el cálculo de las difusividades verticales.

Si la longitud predicha de Monin-Obukhov es menor que o igual a cero, la capa límite es convectiva. Para condiciones neutrales, CALGRID trata la capa frontera como convectiva. La capa frontera convectiva (diurna) se divide en 5 subcapas: de superficie ($z/h \leq 0.1$; $-z/L < 1.0$), de convección libre ($z/h \leq 0.1$; $-z/L > 1.0$), superior cercanamente neutral ($0.1 < z/h \leq 1$, $-h/L <$

10), por arriba de h ($z/h > 1.0$) y mezclada ($0.1, z/h \leq 1.0, -h/L > 10.0$). Cada subcapa contiene una ecuación separada que describe las difusividades verticales. Estás ecuaciones están dadas en el manual de usuario de CALGRID (Scire et al., 1989).

Cada capa del dominio de modelación que cae dentro de la clasificación de capa límite convectiva es adicionalmente categorizada en una de las 5 subcapas dependiendo de las razones z/h, $-z/h$ y $-h/L$. Las difusividades verticales son entonces calculadas de acuerdo a las ecuaciones adecuadas.

Si la longitud de Monin-Obukhov es mayor a cero, la capa límite es tratada como una capa límite estable. En la capa límite estable, la longitud de Monin-Obukhov, Λ, es un parámetro importante, y está definido por:

$$\Lambda(\mathrm{m}) = -\left[((\tau / \rho)^{3/2}) / 0.4\right] / ((g / T)\overline{w\Theta}) \qquad (2.42)$$

donde

ρ es la densidad del aire (kg/m^3)

τ es el flujo de momento local= ρu_*^2 (kg/m/s^2)-(positivo hacia abajo), y

$\overline{w\Theta}$ es el flujo de calor sensible local (K m/s)-(positivo hacia abajo).

Similar a la capa límite convectiva, la capa límite estable está también dividida en 5 subcapas: superficial ($z/h \leq 0.1$; $(h-z)/\Lambda < 10$), superior cercanamente neutral ($0.1 < z/h < 1.0$; $h/L < 1.0$), capa de la escala local ($0.1 < z/h$, $h/L > 1$, $z/\Lambda < 1$), capa de la escala de la z menos ($0.1 < z/h$, $h/L > 1$, $1 < z/\Lambda < (h/\Lambda)-10$), capa intermitente y capa arriba de la h ($z/\Lambda > (h/\Lambda)-10$). Como con la capa límite convectiva, cada subcapa contiene ecuaciones específicas que describen las difusividades verticales. Estas ecuaciones están dadas en el manual de usuario de CALGRID, (Scire et al., 1989). Cada capa en CALGRID que se determine estable es adicionalmente categorizada en una de estas 5 subcapas. Las difusividades verticales son entonces calculadas de acuerdo a las ecuaciones apropiadas.

2.3.7 Depositación Seca

Aunque el polvo de suelos erosionados (PM_{10}) está de hecho conformado por partículas discretas, las velocidades de asentamiento para partículas de este tamaño son muy pequeñas. Cuando las fuerzas de gravedad, arrastre, y flotabilidad están balanceadas, una partícula de 10 μm se asentará a una velocidad de 0.0028 m/s. Puesto que el valor es muy pequeño comparado con los movimientos atmosféricos turbulentos, las PM_{10} pueden ser tratadas efectivamente como un gas, y el asentamiento de las partículas puede ser ignorado. Sin embargo, la depositación seca, vía la difusión turbulenta a la superficie, es uno de los mecanismos de remoción primarios para partículas tan pequeñas y debe ser incluido.

CALGRID tiene la capacidad para tratar la depositación seca. La depositación seca es importante para la modelación de polvo proveniente de la erosión de suelos, puesto que es el único mecanismo de remoción que ocurre durante los eventos donde no se presenta precipitación como es la temporada de invierno en la ZMCM. CALGRID requiere las velocidades de depositación especificadas por el usuario para cada contaminante. El flujo de masa de depositación seca del contaminante, F ($g/m^2/s$) está definido como:

$$F = v_d C \qquad (2.43)$$

donde

v_d es la velocidad de depositación seca especificada por el usuario (m/s), y

C es la concentración del contaminante (g/m^3)

2.3.8 Concentraciones Inicial y de Frontera

CALGRID proporciona al usuario la opción de introducir las condiciones iniciales para contaminante modelado. Estas concentraciones iniciales se discuten a detalle para cada uno de los días simulados, en el capítulo 3 de metodología.

2.3.9 Salidas

Cuando todos los archivos de entrada son introducidos, CALGRID produce campos de concentración horarios de malla para todos los contaminantes modelados. i.e. partículas. Para la modelación de $PM_{2.5}$ y PM_{10}, estos valores se comparan contra concentraciones ambientales observadas para evaluar la precisión y validez de la modelación.

CAPITULO 3. METODOLOGIA

El trabajo se dividió en tres etapas. Inicialmente se trabajó en la selección de los eventos de simulación con base a la meteorología y datos de calidad del aire de dos redes de medición. En la segunda etapa se adecuaron las bases de datos proporcionadas, se realizó un proceso iterativo para encontrar los factores de modulación del inventario de emisiones de PM, y se realizó la calibración de las variables de tipo de suelo, uso de suelo y la constante de polvos PM_{10} del modelo de erosión. Finalmente, la tercera etapa involucró el empleo del modelo de dispersión y transporte CALGRID, para encontrar las condiciones iniciales correctas de concentración de PM para la obtención de los campos de concentración horarios.

3.1 Bases de datos de concentraciones de PM

3.1.1 Estudio: Investigación sobre Materia Particulada y Deterioro Atmosférico (IMADA)

El estudio denominado Investigación sobre Materia Particulada y Deterioro Atmosférico (IMADA) e Investigación de la Evaluación de Aerosoles y Visibilidad (AVER por sus siglas en inglés) (IMP, 1999), fue un proyecto de cooperación patrocinado por PEMEX a través del Instituto Mexicano del Petróleo y por el Departamento de Energía de Estados Unidos a través de los laboratorios nacionales y las universidades. IMADA-AVER fue diseñado para entender la naturaleza y las causas de concentraciones altas de $PM_{2.5}$ y PM_{10} en la Ciudad de México.

La parte de monitoreo ambiental de IMADA-AVER se llevó a cabo en un periodo de cuatro semanas del 23 de febrero al 22 de marzo de 1997. De los 28 días monitoreados con muestreadores de partículas, se analizaron muestras del 2 al 19 de marzo (18 días) para la determinación de elementos, iones carbono y compuestos orgánicos. Este periodo comprende tres episodios distintos de acumulación de contaminación y limpieza. El periodo anterior al 8 de marzo fue relativamente seco, mientras que los episodios subsecuentes ocurrieron durante condiciones de clima húmedo, entremezclado con nieblas, nubes y tormentas. En este estudio se utilizaron los datos meteorológicos de las estaciones de superficie de 7 sitios dentro y fuera de la ZMCM generados en la campaña. Los datos meteorológicos incluyeron perfiles de viento

de radar, sistemas de sondeo acústico remoto (RASS), sensores de temperatura, y perfiles de temperatura y humedad por aerosonda y torres meteorológicas de superficie. Para las mediciones de partículas $PM_{2.5}$ y PM_{10}, se utilizaron muestreadores de filtro secuenciales de volumen medio del Instituto de Investigaciones del Desierto (Chow et al., 2002), estos muestreadores operaron a un flujo de 113 l/min, y a su vez contaron con entradas selectivas de tamaño de partícula para cada una de las fracciones de interés. Se realizaron las mediciones cada 6 horas en las siguientes estaciones: Xalostoc (XAL), Merced (MER) y Cerro de la Estrella (CES), y cada 24 horas para: Pedregal (PED), Nezahualcóyotl (NEZ) y Tlanepantla (TLA), la Figura 3.1, muestra la localización de estos sitios en el dominio de estudio.

3.1.2 Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA)

La RAMA está integrada actualmente por 32 estaciones remotas de monitoreo, 21 de éstas se encuentran en el Distrito Federal y 11 en el Estado de México. Cada sitio de monitoreo cuenta con el equipamiento necesario para efectuar las mediciones de los contaminantes derivados de la actividad y uso del suelo más representativo de la región. Los equipos de medición con que cuenta esta red son analizadores de gases específicos para ozono, óxidos de nitrógeno, bióxido de azufre, monóxido de carbono y partículas suspendidas fracción respirable (PM_{10}), ésta última medida con métodos automáticos (Beta y TEOM). Esta red opera continuamente durante las 24 horas del día, todos los días del año, por lo que es posible mantener una vigilancia constante del comportamiento espacial y temporal de los contaminantes criterio e informar de manera oportuna a la población la situación prevaleciente de calidad del aire mediante el Índice Metropolitano de la Calidad del Aire (IMECA), así como poner en marcha el Programa de Contingencias Ambientales Atmosféricas cuando los niveles de contaminación son críticos. En la Figura 3.1 se muestran los 10 sitios de monitoreo de PM_{10} que integran esta red. Para la fracción $PM_{2.5}$ la RAMA no dispone de datos que coincidan con el periodo de la campaña IMADA; sin embargo a la fecha el GDF se encuentra en la etapa de validación de datos y de sitios de medición de $PM_{2.5}$ para integrar una red de monitoreo de esta fracción en la ZMCM (INE, 2002).

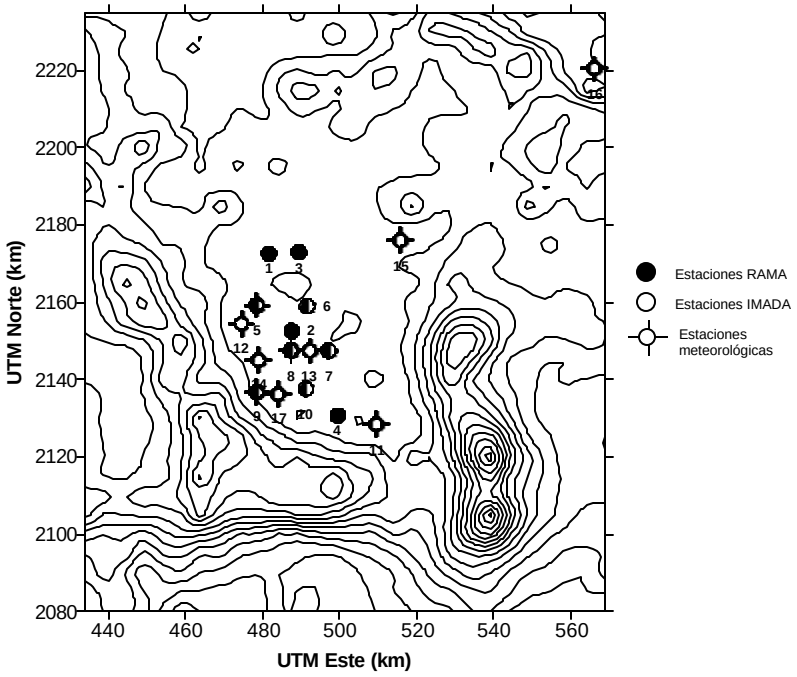


Figura 3.1. Localización geográfica de las diferentes estaciones de monitoreo atmosférico de RAMA e IMADA y de las estaciones de superficie meteorológicas. 1. Tultitlán 2. La Villa 3. Villa de las Flores 4. Tláhuac 5. Tlanepantla 6. Xalostoc 7. Nezahualcóyotl 8. Merced 9. Pedregal 10. Cerro de la Estrella 11. Chalco 12. ENEP Acatlán 13. Hangares 14. Tacubaya 15. Teotihuacán 16. Tulancingo 17.UNAM

3.2 Selección de los episodios

3.2.1 Condiciones meteorológicas

Un criterio que se tomó en cuenta fue el de visibilidad. En la Figura 3.2 se muestra la visibilidad promedio diaria calculada a partir de los datos de IMADA para 11 días comprendidos entre el 28 de febrero y el 10 de marzo de 1997. Se tomó en cuenta la contribución de la extinción de la luz tanto de partículas como de gases, no obstante la menor contribución de estos últimos. Puesto que el principal contribuyente a la extinción de luz total es la dispersión de la luz por partículas, se desprende que los procesos fotoquímicos dominaron aquéllos días en los que la visibilidad fue muy pobre. Una situación que promueve el deterioro de la visibilidad en la ZMCM ocurre cuando los fuertes vientos sinópticos del noreste entran al valle y su influencia se ejerce en las áreas de superficies erosionables en la cuenca. Las emisiones de polvos provenientes de áreas de agricultura susceptibles a la erosión eólica incluyendo a los caminos pavimentados y los no pavimentados tienden a disminuir la visibilidad siendo más importante que la fotoquímica de la cuenca.

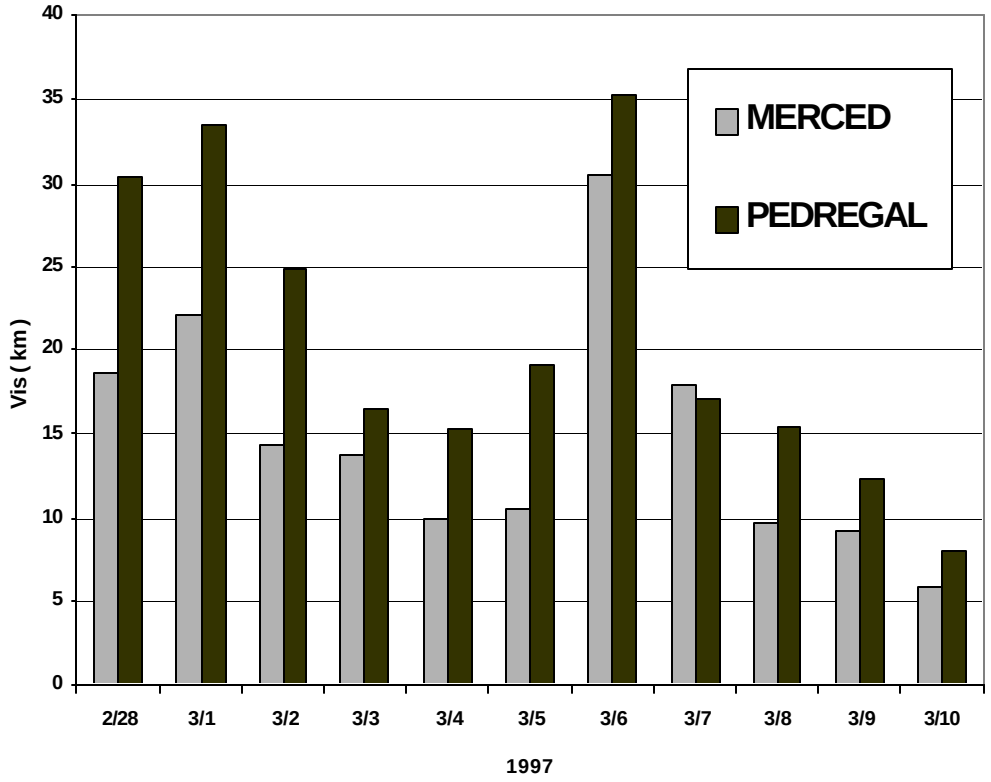


Figura 3.2. Visibilidad calculada en los sitios Merced y Pedregal para 11 días comprendidos entre el 28 de febrero y el 10 de marzo de 1997.

Dos escenarios importantes de condiciones de calidad del aire pobre son evidentes en la Figura 3.2. Uno de ellos tomó lugar los días 4 y 5 de marzo. El mejoramiento obvio de la visibilidad el día 6, indica que las concentraciones de partículas en el rango de tamaño de 0.1-1 μm cayeron significativamente tanto en Merced como Pedregal. El segundo escenario que de hecho es el más notorio, comienza el 8 de marzo. La visibilidad decrece sistemáticamente alcanzando el valor más bajo de todo el periodo el 10 de marzo, día en el cual las mediciones estuvieron disponibles. Este comportamiento puede llevar a pensar que el 10 de marzo fue un episodio crítico para la modelación de partículas. Examinando las concentraciones horarias de PM_{10} de la Figura 3.3, en varios sitios de monitoreo de calidad del aire así como la meteorología del periodo de estudio, es fácil ver que este no fue el caso.

Las condiciones de clima sinópticas del 1 al 6 de marzo se caracterizaron por fuertes vientos sinópticos en las capas superiores sobre la ZMCM. Las condiciones sinópticas están

dominadas por sistemas de alta presión en esta época del año, sin embargo los cambios en los campos de viento promedio afectaron la circulación global dentro de la cuenca día a día. A 700 mb (3000 m snmm) un sistema de alta presión se concentró alrededor del Golfo de México al mediodía del 5 de marzo. Su influencia sobre la ZMCM se sintió en los días 5 y 6 de marzo conforme el centro de este sistema de alta presión se movió en la dirección norte y oeste en combinación con un movimiento en la dirección oeste en una latitud inferior. Esta condición sinóptica fue asociada con vientos de moderados a fuertes (mayores a 7 m/s) del noreste en el día 5 prevaleciendo mucho en las primeras horas del día 6, cambiando hacia el final de este día por vientos del este. Es importante hacer notar que hubo un decremento en la temperatura de cerca de 4 °C en las capas de aire superiores de la ZMCM del día 5 al día 6. Este enfriamiento fue causado principalmente por la advección del aire más frío del norte responsable por los vientos superficiales de cuenca a valle provenientes del norte en estos dos días.

En este estudio los días 5 y 6 de marzo de 1997 se eligieron para la modelación porque son una manifestación de características meteorológicas contrastantes y distintas condiciones de calidad del aire. Por ejemplo en el día 5 la temperatura máxima y la humedad relativa registraron valores de 28°C y 50% respectivamente, mientras que en el día 6 cambiaron drásticamente a 18 °C y 80%, resultando en un incremento de la visibilidad significativo. La nebulosidad debida a las partículas en el rango de tamaño de 0.1-1 μm estuvo en su valor más bajo como lo muestra la Figura 3.2. Adicionalmente en el día 5 se observó que las concentraciones más altas de PM cayeron prácticamente a valores despreciables al día siguiente cuando se compararon con los estándares nacionales de calidad del aire (Figura 3.3). Es así como el primer escenario es indicador de que un evento de erosión se llevó a cabo.

Debe mencionarse que estos días no fueron considerados en estudios previos de transporte y dispersión de contaminantes debido a que la atención se enfocó a la meteorología y transporte de los contaminantes gaseosos dentro de la ZMCM. También estos días fueron considerados por otros autores como atípicos en el sentido de que las condiciones sinópticas conducían a vientos inusualmente fuertes dentro de la ZMCM (Whiteman et al., 2000).

3.2.2 Análisis de la Calidad del Aire en el periodo de IMADA

Se realizó un análisis estadístico con los datos de IMADA para los días de monitoreo de la campaña. Primero se calcularon promedios con los datos de las estaciones Cerro de la Estrella, Merced y Xalostoc para obtener un dato de concentración por día, los datos de Nezahualcóyotl, Pedregal y Tlanepantla se utilizaron sin ningún tratamiento puesto que sólo se dispone de un dato por día. Al realizar las gráficas correspondientes para cada una de las fracciones, se observa que los días que excedieron tanto la norma de calidad del aire mexicana para PM_{10} (150 µg/m³), como la norma estadounidense para $PM_{2.5}$ (65 µg/m³) fueron los días 4, 5, y 6 de marzo, Figura 3.3. La estación Nezahualcóyotl (NEZ), registró las concentraciones más altas del periodo el día 5 de marzo para las fracciones de $PM_{2.5}$ (183 µg/m³) y PM_{10} (530 µg/m³).

3.2 Adecuación de las bases de datos

Parte de las bases de datos tuvieron que ser adecuadas para su introducción a cada una de las partes del sistema de modelación. En las siguientes secciones se explicará en que consistieron estos procedimientos.

3.2.1 Campos Meteorológicos de los Eventos Seleccionados

Se proporcionaron los campos meteorológicos para los días 5 y 6 de marzo de 1997. El dominio sobre el cual se elaboraron dichos campos es de 27 celdas en la dirección este-oeste por 31 celdas en la dirección norte-sur, con una resolución de celda de 5 km. Asimismo, las capas verticales tuvieron las alturas siguientes: 20, 80, 160, 300, 600, 1000, 1500, 2000 y 2130 m. Los datos a partir de los cuales se elaboraron están tomados a partir de la base de datos meteorológica de la campaña IMADA. Estos campos meteorológicos son utilizados en la obtención de emisiones erosivas de PM_{10}, para llevar a cabo lo anterior se obtuvieron las componentes vectoriales de viento, u y v de estos campos a través de un programa de extracción de dichas componentes.

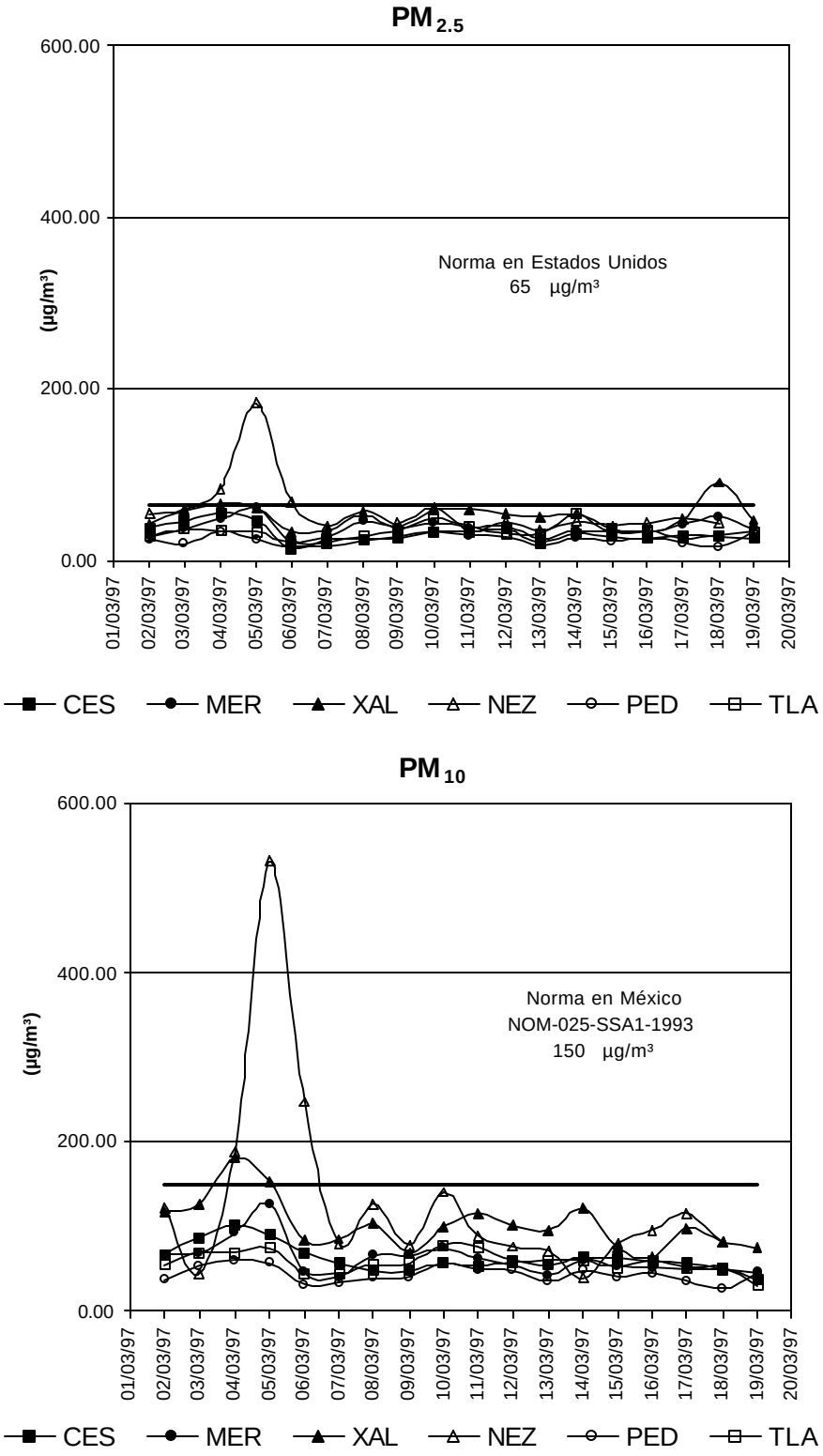


Figura 3.3. Series de tiempo de las concentraciones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} medidas en los seis sitios de monitoreo de la campaña IMADA: Cerro de la Estrella (CES), Merced (MER), Xalostoc (XAL), Nezahualcóyotl (NEZ), Pedregal (PED) y Tlanepantla (TLA).

3.2.2 Topografía y Uso de Suelo

La topografía y el uso de suelo del dominio de simulación fueron proporcionados por el Instituto Mexicano del Petróleo a través de imágenes de satélite con las cuales se identificaron los usos de suelo y las alturas de terreno. Para asignar un uso de suelo a cada celda, se tomó en cuenta el uso más frecuentemente encontrado en cada una de ellas. En las Figuras 3.4 y 3.5 se muestra las alturas de terreno, y las clasificaciones de uso de suelo respectivamente utilizadas en la modelación de dispersión de partículas en la zona de estudio.

3.2.3 Tipos de Suelos

Cabe mencionar que para la zona de estudio, no se cuenta con la información de índice de polvos ni con la de rango de erosionabilidad, sólo se cuenta con una clasificación cualitativa a partir de una imagen de satélite. A grosso modo se tiene de esta forma cuatro tipos de suelo; siendo 1 la categoría menos erosionable (urbano) y 4 la más erosionable (suelos desnudos) está última localizada en el noreste del dominio y que corresponde a las tierras de cultivo.

3.2.4 Inventarios de Emisiones $PM_{2.5}$ y PM_{10}

El inventario de emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} de la ZMCM fue proporcionado por el Instituto Mexicano del Petróleo, comprende una extensión de 12 celdas en la dirección este-oeste por 16 celdas en la dirección norte-sur, con la misma resolución de malla de 5 km que el dominio de estudio y está situado dentro de éste último (27 por 31 celdas) lo que significa que su extensión es del 21.4% del total del dominio completo. En la Figura 3.7 se muestra la localización geográfica de este inventario. La fecha de elaboración fue febrero de 1997 para que fuera consistente con la Campaña IMADA; asimismo comprende cuatro categorías: 1) resuspensión en caminos pavimentados, 2) resuspensión de caminos no pavimentados, 3) fuentes fijas y 4) fuentes móviles. Estas emisiones están localizadas en el mismo dominio geográfico que el usado en los inventarios de 1994 y 1996, es decir 16 delegaciones del D.F. y 18 municipios del Estado de México, donde cerca de 4500 unidades industriales, de comercio y servicio se tienen inventariadas en este estudio.

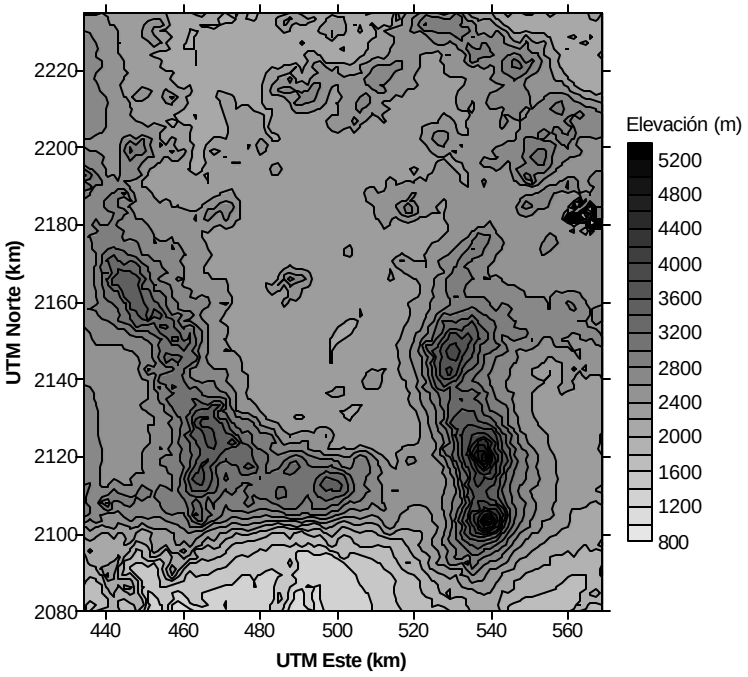


Figura 3.4. Topografía de la zona de estudio.

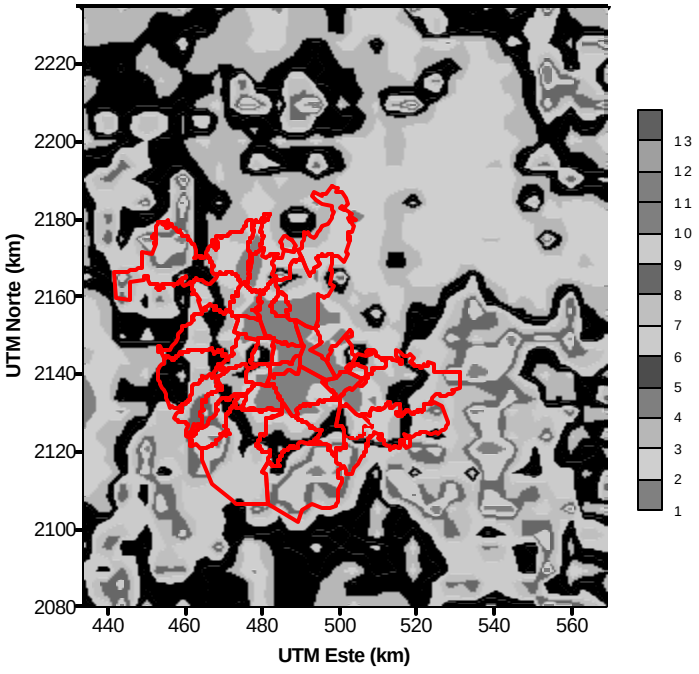


Figura 3.5. Uso de suelo asignados para la zona de estudio. 1. Urbano. 2. Cultivos de Temporal. 3. Cultivos de Riego. 4. Pastos. 5. Selva Baja Decidua. 6. Bosque de Coníferas. 7. Bosque Mixto. 8. Agua. 9. Vegetación Acuática. 10. Hielo. 11. Encino. 12. Suelo Desnudo. 13. Arena

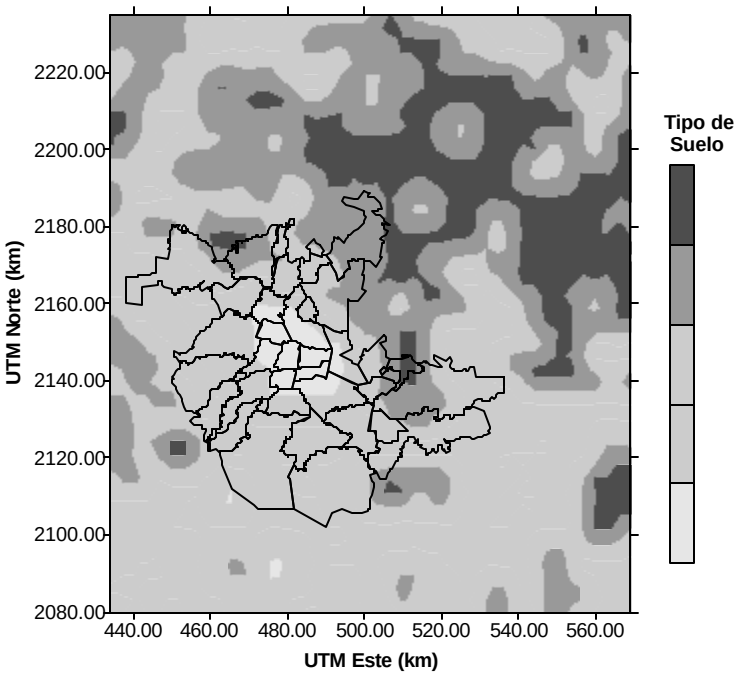


Figura 3.6. Tipos de suelo en la zona de estudio, clasificados cualitativamente de acuerdo al grado de erosión presentado por cada uno de ellos. 1. Nada erosionable. 2. Poco Erosionable. 3. Regularmente Erosionable. 4. Muy Erosionable.

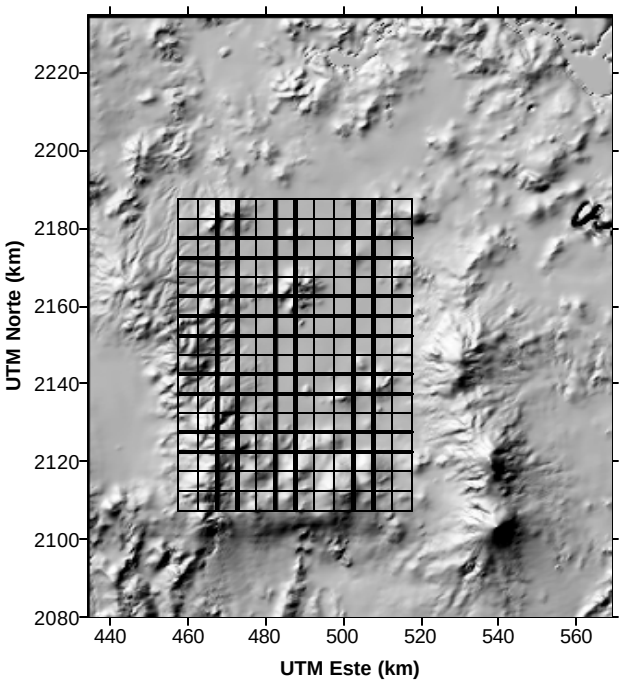


Figura 3.7. Localización geográfica del inventario de emisiones para $PM_{2.5}$ y PM_{10} en la región de estudio.

Las fuentes de combustión consideradas en este estudio, involucraron combustión industrial, comercial y residencial. Los factores de emisión fueron seleccionados de acuerdo a las características particulares del combustible de la ZMCM y el sector económico donde fueron quemados. Básicamente las emisiones se calcularon como el producto del factor de emisión AP-42 por el consumo de combustible observado. Esta metodología fue empleada para obtener las emisiones tanto de $PM_{2.5}$ como de PM_{10}. Los factores de emisión para $PM_{2.5}$ y PM_{10} fueron estimados suponiendo que los procesos no tenían control alguno de sus emisiones, información más detallada se puede consultar en otra parte (Gasca, 2000). Para las fuentes móviles, los factores de emisión se determinaron como la contribución de plomo, compuestos orgánicos solubles y sulfatos incluyendo al carbono elemental. Los vehículos se clasificaron de acuerdo al volumen I del AP-42 y datos de actividad correspondientes al kilometraje recorrido durante cierto tiempo.

El factor de emisión para emisiones fugitivas de caminos pavimentados que se implementó en el inventario de emisiones se deriva de una fórmula empírica (EPA, 1997). Los factores más importantes involucrados en la ecuación son la carga de material que puede ser suspendido y el peso de la flota vehicular promedio, incluyendo un factor de emisión base que varía con el diámetro aerodinámico de la partícula dependiendo del tamaño de la fracción. La carga de material suspendido que se refiere al material del camino de menos de 75 μm varía desde 0.1 hasta 0.4 pulgadas en condiciones no invernales. Para la Ciudad de México, se escogió un valor de 0.2. La contribución promedio de la flota vehicular de la Ciudad de México se estimó con la distancia recorrida y el peso medio de cada tipo de vehículo que fue de 1.71 toneladas. Se supuso que el 99% de los recorridos se presentaban en caminos pavimentados.

El modelo de emisiones de caminos no pavimentados fue tomado de la fórmula empírica de la EPA (1998), que se ajusta a 300 experimentos de campo en caminos no pavimentados. El factor de emisión es proporcional a la carga de material suspendido, peso de la flota vehicular promedio, humedad del material suspendido y una base del factor de emisión que cambia dependiendo si se calculan polvos fugitivos de $PM_{2.5}$ o de PM_{10}. La carga de material suspendido se tomó a partir de las determinaciones realizadas en caminos no pavimentados de

Estados Unidos y que resultó de 11 %. Se supuso que 1% de las distancias recorridas se realizaron en caminos no pavimentados, y que en febrero la humedad de los caminos no pavimentados fue de 5%.

En el Apéndice A se presenta con detalle la metodología utilizada en la estimación de las emisiones $PM_{2.5}$ y PM_{10} en caminos pavimentados y en no pavimentados. Las emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} en caminos pavimentados pueden considerarse sólo una aproximación ya que es necesario determinar la carga de material que puede suspenderse en las condiciones de las calles de la ZMCM. Las emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} en caminos no pavimentados, tienen una incertidumbre muy grande debido a que es necesario determinar el porcentaje de material que puede suspenderse y el contenido de humedad de los caminos no pavimentados. Puesto que los factores de emisión para las $PM_{2.5}$ en caminos pavimentados y caminos no pavimentados son de calidad inferior a los factores de emisión para PM_{10}, existe incertidumbre en estas categorías en el inventario de emisiones de $PM_{2.5}$.

Las coordenadas de localización de dichas emisiones se encontraban en forma nodal, por lo que fue necesario georreferenciar estas emisiones a la forma de coordenadas geográficas UTM[1] dadas en kilómetros. Asimismo las emisiones se encontraban en kg/día y fueron transformadas a g/s para su introducción al modelo. En la figura 3.8 se muestra la contribución porcentual a las emisiones por fuentes de emisión, para las fracciones $PM_{2.5}$ y PM_{10}.

Con propósitos de comparación, se muestran en la Figura 3.9 las contribuciones porcentuales de emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10}, reportadas en el Inventario de Emisiones de la ZMCM 1998 (SMA, 2000). En dicho inventario únicamente se calcularon las emisiones de $PM_{2.5}$ para la categoría de combustión comercial/institucional (fuentes punto); para la fracción PM_{10} se tienen las siguientes cuatro categorías: fuentes punto, fuentes de área, fuentes móviles y suelos.

[1] Universal Transverse Mercator. Sistema de referencia geográfico que divide a la Tierra en zonas, la localización de cualquier punto en éstas, se realiza con base al meridiano 0 y al ecuador.

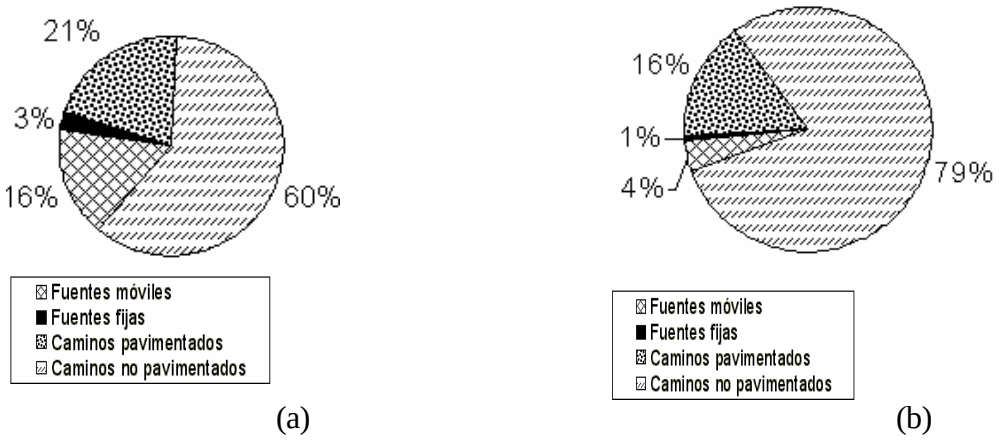


Figura 3.8. Contribución porcentual por categoría de fuente al inventario de emisiones de PM elaborados por el IMP, (a) fracción $PM_{2.5}$ (b) fracción PM_{10}. (Fuente: Gasca, 2000. Adaptada por E. González-Valladolid)

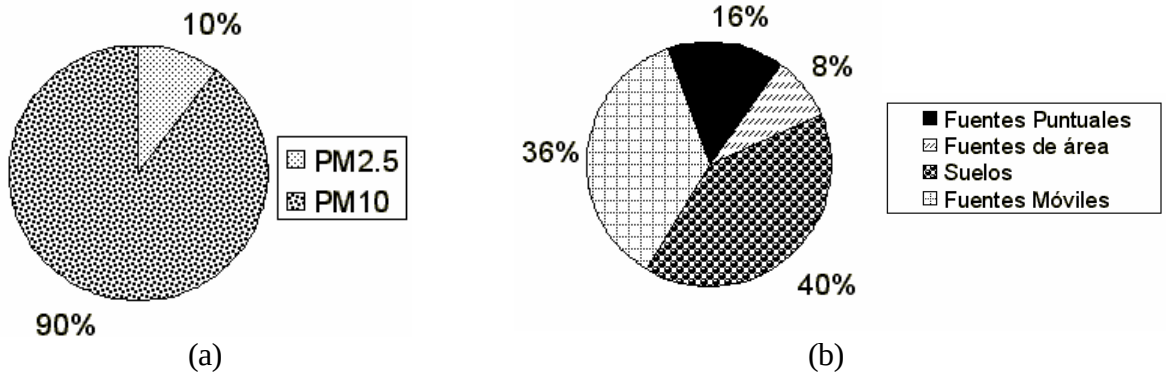


Figura 3.9. Contribución porcentual de PM al Inventario de Emisiones de la ZMCM 1998. (a) Contribución porcentual de emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} en el sector industrial. (b) Contribución porcentual de emisiones de PM_{10} de fuentes puntuales, fuentes de área, fuentes móviles y suelos. (Fuente: SMA et al. 2000, adaptada por E. González-Valladolid)

3.3 Obtención de las emisiones de las diferentes categorías del inventario de emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} y de las emisiones erosivas PM_{10}.

3.3.1 Obtención de las emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10}

3.3.1.1 Factores de Modulación

Uno los objetivos en esta tesis es la obtención de las emisiones PM_{10} edafológicas. Para ello, el módulo de emisiones en EMIT, calcula con las ecuaciones presentadas en la sección 2.2, los

parámetros geofísicos inherentes a los tipos de suelos localizados en todo el dominio de estudio y la fuerza erosiva del viento, las emisiones PM_{10} correspondientes. Adicionalmente al cálculo de polvos de erosión se introduce el inventario de emisiones de PM_{10} para obtener la contribución de las otras fuentes discutidas arriba.

En el caso de las emisiones de $PM_{2.5}$, el módulo en EMIT que calcula los polvos de erosión, se inactiva para sólo considerar las fuentes de dicho inventario. El proceso de trabajo para la obtención de las emisiones de cada fracción se ilustra en la Figura 3.10.

Las emisiones resultantes para las cuatro categorías de los inventarios de emisiones tanto de $PM_{2.5}$ como PM_{10} son obtenidas a través de los factores de modulación. Los factores de modulación son 24 números reales que se aplican para cada hora del día y para cada categoría del inventario de emisiones, su propósito es el de aumentar o disminuir las emisiones de acuerdo a la tendencia en las concentraciones del día a modelar.

El proceso de obtención de estos factores es iterativo y se ilustra en la Figura 3.11. Se comienza con un caso base después, las emisiones obtenidas se introducen al modelo de dispersión y transporte CALGRID con el cual se obtienen los campos de concentraciones horarios. A partir de estos campos se leen las concentraciones en los sitios de monitoreo y se comparan con las concentraciones observadas de dichos sitios; si son diferentes se introducen nuevos factores en las horas donde haya habido diferencia, y así se continúa hasta que no haya diferencia entre lo predicho con lo observado. Es importante señalar que estos factores de modulación afectan todo el dominio por lo que se puede dar el caso de que al corregir las concentraciones obtenidas en una corrida, los valores en otros sitios de monitoreo pueden verse afectados negativamente.

En el caso de las emisiones PM_{10} provenientes de suelos, los factores de modulación no se utilizan y es la velocidad del viento que varía a lo largo del día, la que actúa como el factor de modulación exclusivo de esta categoría.

A continuación se presenta la ecuación polinomial de los factores de modulación de la fracción $PM_{2.5}$ que mejores resultados produjeron el día 5 de marzo de 1997:

$$y_{\text{TODAS LAS FUENTES}} = 3 \times 10^{-6}x^6 - 8 \times 10^{-5}x^5 - 0.0019x^4 + 0.0775x^3 - 0.7284x^2 + 2.4643x - 2.2563 \quad (3.1)$$

Para este mismo día y en la fracción PM_{10}, los factores de modulación óptimos están dados por:

$$y_{CNP} = 7x10^{-5}x^6 - 0.0048x^5 + 0.1254x^4 - 1.4969x^3 + 8.4678x^2 - 20.288x + 15.72 \quad (3.2)$$

$$y_{\text{CP, FM, FP}} = 7 \times 10^{-5}x^6 - 0.0052x^5 + 0.1434x^4 - 1.8255x^3 + 11.035x^2 - 28.11x + 22.443 \quad (3.3)$$

donde

CNP corresponde a la categoría de emisiones de caminos no pavimentados

CP corresponde a la categoría de caminos pavimentados

FM corresponde a la categoría de fuentes móviles y

FP corresponde a la categoría de fuentes puntuales o fijas.

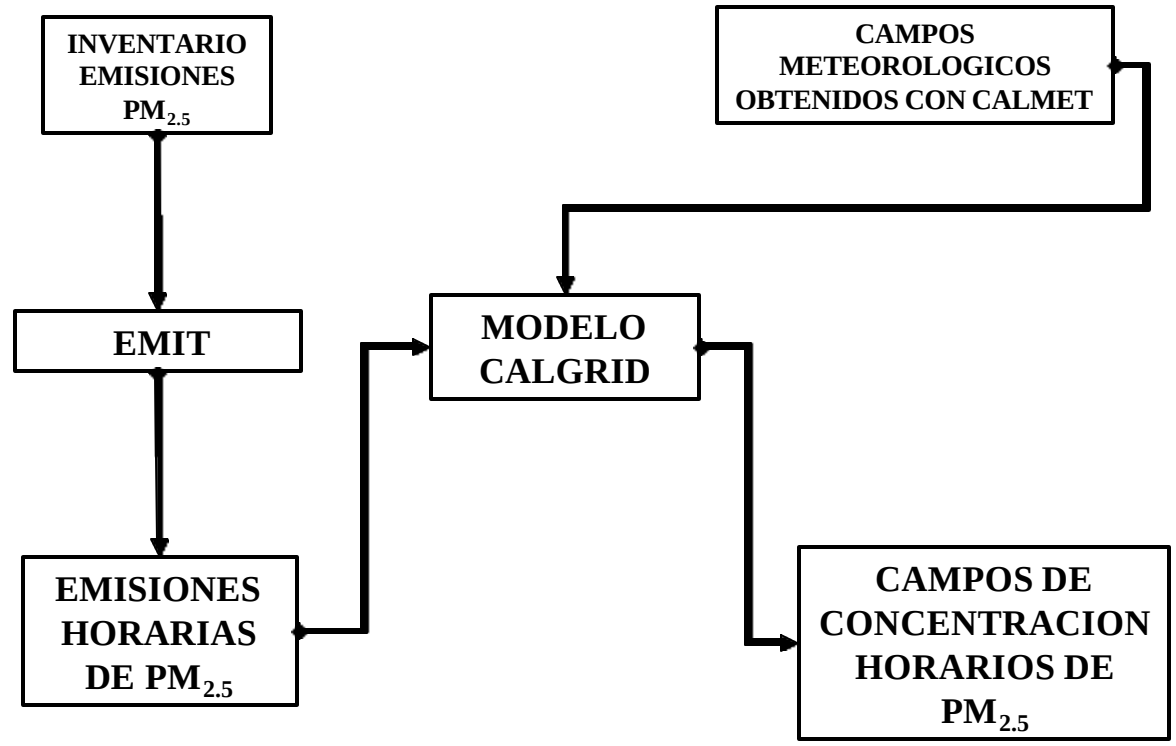
Para el día 6 de marzo de 1997, las emisiones de $PM_{2.5}$ se obtuvieron con los factores de modulación dados por:

$$y_{\text{TODAS LAS FUENTES}} = 2 \times 10^{-6}x^6 - 6 \times 10^{-5}x^5 - 0.0009x^4 + 0.0474x^3 - 0.4768x^2 + 1.6516x - 1.4189 \quad (3.4)$$

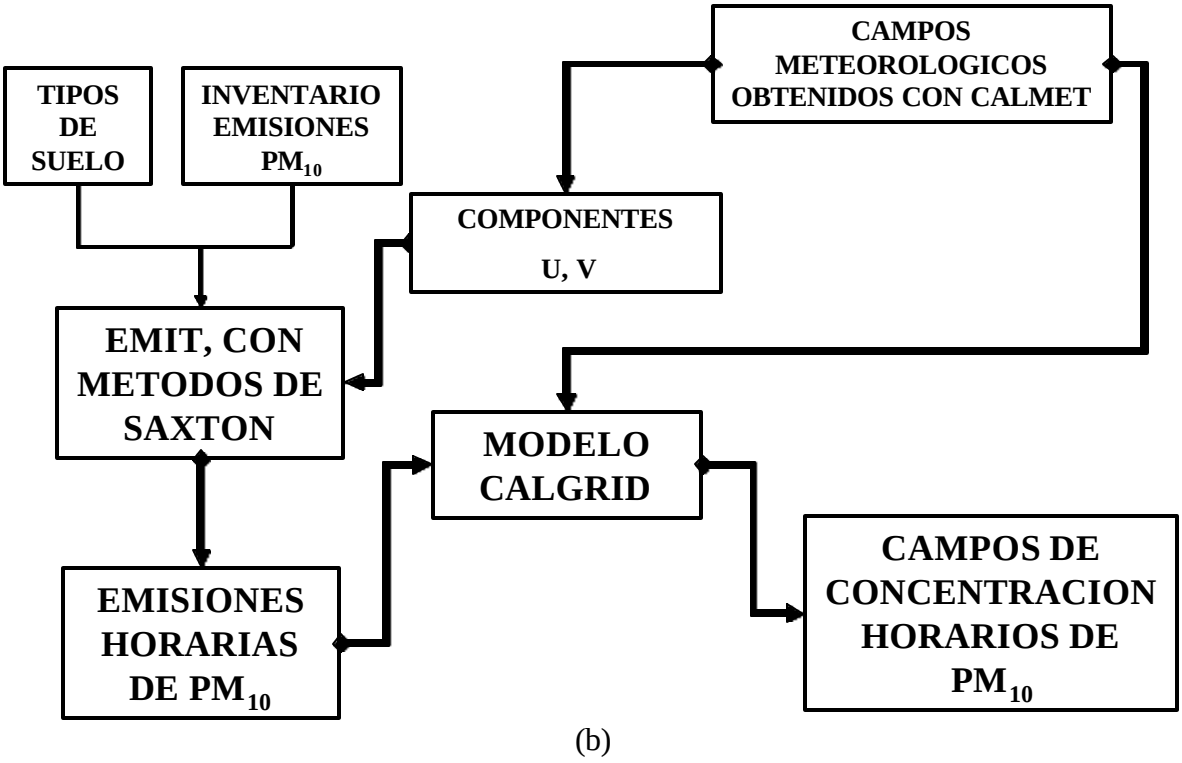
y para las emisiones de PM_{10} ese mismo día, los factores tienen la siguiente ecuación:

$$y_{\text{TODAS LAS FUENTES}} = 2 \times 10^{-5}x^6 - 0.0011x^5 + 0.0236x^4 - 0.2194x^3 + 0.9353x^2 - 1.7036x + 1.2295 \quad (3.5)$$

Adicionalmente a los factores de modulación encontrados por iteración, se utilizan otros factores de modulación secundarios que son proporcionados junto con el inventario de emisiones. Estos factores de modulación secundarios no deben ser modificados puesto que están relacionados con la naturaleza de las fuentes emisoras.



(a)



(b)

Figura 3.10. Diagrama de flujo de las metodologías utilizadas en la realización del trabajo de tesis. (a) Metodología utilizada en $PM_{2.5}$ (b) Metodología utilizada en PM_{10}.

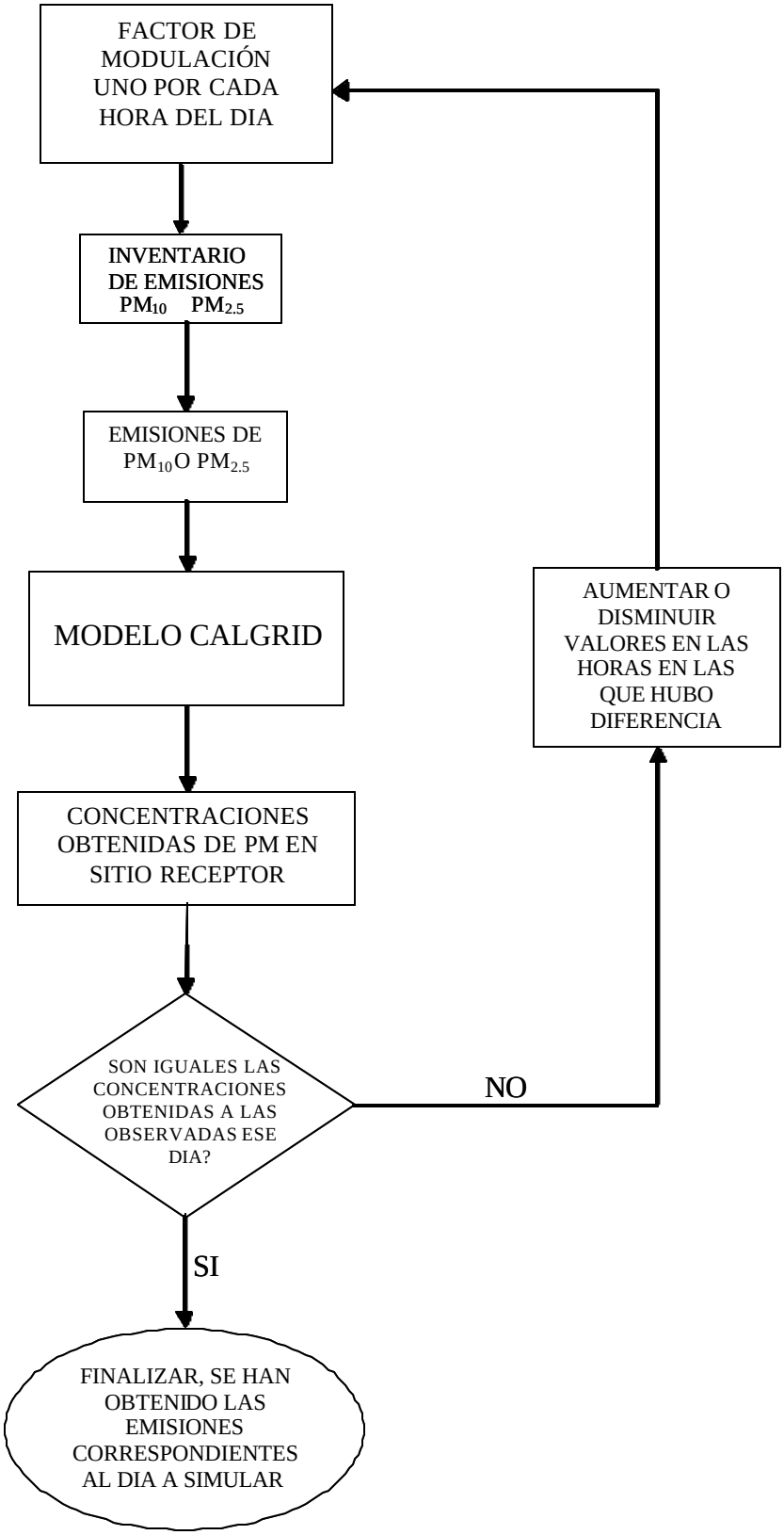


Figura 3.11. Proceso iterativo utilizado en la obtención de las emisiones de $PM_{2.5}$ o PM_{10}.

Los factores de modulación secundarios para fuentes fijas fueron obtenidos durante el desarrollo del proyecto “Estudio Global de la Calidad del Aire en la Ciudad de México” (EGCA) el cual formó parte de un programa de mayor envergadura denominado Programa Integral contra la contaminación atmosférica (PICCA). Este programa integral fue establecido para la zona metropolitana de la Ciudad de México en octubre de 1990 (EGCA/MARI, 1995). Los factores de modulación secundarios para las 3 categorías restantes, son iguales y se obtuvieron de la observación del comportamiento de las emisiones vehiculares durante un día típico.

3.3.2 Obtención de las emisiones erosivas PM_{10}

Para calcular las emisiones erosivas PM_{10}, el módulo de cálculo de erosión en EMIT se activó. La obtención de estas emisiones se realiza utilizando los parámetros de tipo de suelo y los de uso de suelo definidos en la sección 2.2. Estos parámetros están asignados a todo el dominio de simulación, es decir las 27X31 celdas. La resolución de las celdas es la misma que la utilizada por CALMET.

3.3.2.1 Parámetros de tipo de suelo

Con base en las clasificaciones del tipo de suelo definidas arriba, se procedió a realizar un análisis de sensibilidad de los valores conocidos en suelos de Estados Unidos y así obtener los que mejor reproducían las concentraciones edafológicas PM_{10} observadas en los sitios receptores (estas concentraciones se presentan en las secciones 4.1.4 y 4.2.4 del capítulo de resultados). La Tabla 3.1 muestra los parámetros óptimos encontrados para cada uno de los tipos de suelos presentes en el dominio de estudio.

3.3.2.2 Parámetros de uso de suelo

Por otra parte el algoritmo de cálculo de emisiones erosivas utiliza parámetros inherentes al uso de suelo, discutidos en la sección 2.1. Se partió de los valores recomendados por el modelo Mesoscale Model versión 5 (MM5). La cobertura de suelo y el contenido de humedad fueron parámetros que sufrieron cambios para las categorías de cultivos de temporal y cultivos

de riego, de acuerdo a otro análisis de sensibilidad realizado para reproducir emisiones erosivas coherentes con los episodios modelados, ver Tabla 3.2.

Tabla 3.1. Valores de Indice de Polvos Promedio (D), Erosionabilidad Relativa (R) Velocidad de Umbral (U_T) asignados a las clases de suelo principales en el dominio de estudio.

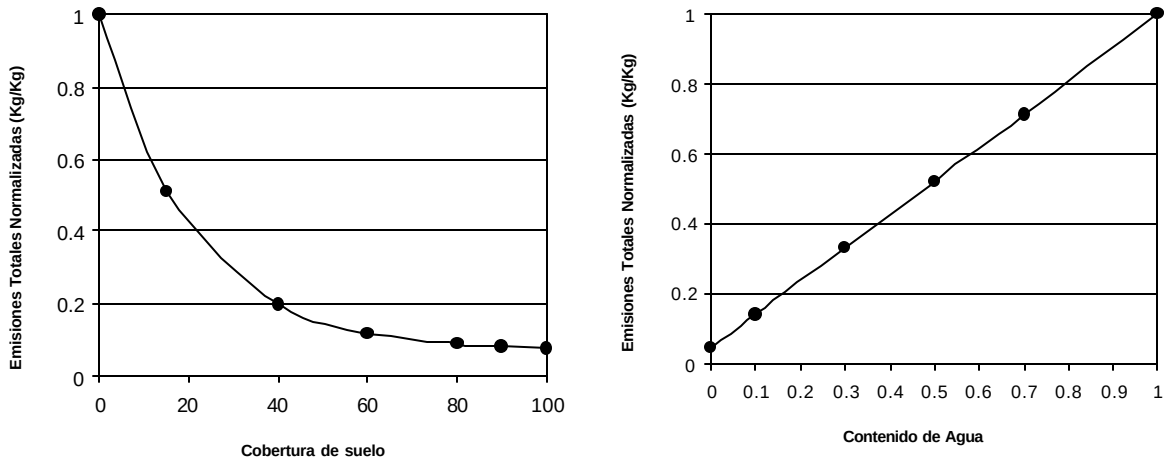
Tipo de suelo	Velocidad de Umbral, U_T (m/s)	Erosionabilidad Relativa, R	Indice Polvos PM_{10}, D
1	4	0.14	0.72
2	3	0.25	0.15
3	2	0.66	0.07
4	1	1	0.68

Tabla 3.2. Parámetros de uso de suelo utilizados en el cálculo del flujo de masa horizontal dentro del modelo de erosión EMIT.

Uso de Suelo	Cobertura de suelo	Rugosidad de Superficie (in)	Contenido de Humedad	Rugosidad de Superficie Aerodinámica (cm)
Urbano	100.0	100.0	0.10	50.0
Cultivos de Temporal y Cultivos de Riego.	15.0	0.7	0.3	8.0
Pastos	70.0	0.7	0.3	10.0
Selva Baja Decidua, Bosque de Coníferas y Encino	90.0	20.0	0.6	50.0
Bosque Mixto	25.0	0.6	0.7	40.0
Agua	0.0	0.0	1.0	0.01
Vegetación Acuática	25.0	0.5	0.75	20.0
Suelo Desnudo. y Arena	1.0	10.0	0.05	10.0
Hielo	20.0	0.7	0.9	7.0

Se presentan en la Figura 3.12 los comportamientos de las emisiones erosivas PM_{10} obtenidas con el modelo EMIT; en función de la variación de la cobertura de suelo (*SC*) y en función del contenido de humedad (*WC*). En el primer caso se observa que las emisiones siguen la tendencia aproximada del término: exp (-0.04979) incluido en la ecuación del cálculo del flujo de masa horizontal de PM_{10}. Para el caso de *WC*, las emisiones fugitivas son directamente

proporcionales a ésta variable (recordar que *WC* es una medida de la sequedad del suelo y no de la humedad, ver sección 2.2.2.5).



(a) (b)

Figura 3.12. Comportamiento de las emisiones erosivas PM_{10} de acuerdo a la: (a) Variación de la obertura de suelo a un contenido de agua fijo de 0.3 y (b) Variación en el contenido de agua (0 es para suelos con 100% de humedad y 1 es para suelos totalmente secos) a una cobertura vegetal fija de 15.

3.3.2.3 La constante de flujo PM_{10} de suelos vertical

La constante del flujo vertical de PM_{10} proveniente de los suelos, *K*, es específica para cada evento de erosión y debe ser encontrada mediante un proceso iterativo similar al descrito con los factores de modulación. Esta constante de polvos, fue 6 veces mayor para el día 5 de marzo que para el día 6 de marzo. Esto refuerza la hipótesis de que el día 5 fue exclusivamente un evento erosivo.

3.4 Alimentación de las Bases de datos al modelo de dispersión y transporte fotoquímico CALGRID

3.4.1 Campos meteorológicos

En la parte de obtención de la distribución espacial y temporal tanto de $PM_{2.5}$ como de PM_{10}, los campos meteorológicos de los días 5 y 6 de marzo se introdujeron directamente al modelo CALGRID.

3.4.2 Velocidades de depositación

En la modelación de transporte de $PM_{2.5}$ y PM_{10}, se utilizó una velocidad de depositación de 0.7 cm/s, el cual es un valor mediano derivado de la revisión de la literatura (Sehmel, 1980).

3.4.3 Concentraciones Iniciales

CALGRID proporciona al usuario la opción de introducir las condiciones iniciales de concentración para contaminante modelado. Es importante mencionar que el modelo es muy sensible a esta condición por lo que debe ser elegida con cuidado.

Para el día 5 de marzo de 1997, la concentración inicial de la fracción PM_{10} se tomó igual a 81 µg/m³ que corresponde a la concentración inicial observada en la estación Xalostoc ese día. Se eligió ese sitio como zona de concentración de fondo, ya que Nezahualcóyotl que se encuentra también cercana a las zonas de cultivo de oriente no cuenta con información suficiente. Para ese mismo día, la concentración inicial para $PM_{2.5}$, se tomó como 27 µg/m³. Este valor sólo se tomó buscando el mejor ajuste de lo predicho a lo observado puesto que no existen datos de concentraciones de fondo de esta fracción observados a la hora 0 ese día.

Para el día 6 de marzo de 1997, la concentración inicial de la fracción PM_{10}, se tomó igual a 51 µg/m³ que corresponde a la concentración inicial observada en la estación Xalostoc ese día. Se eligió Xalostoc ya que es el punto más lejano de la zona urbana de donde provienen los vientos, y donde hay datos disponibles. Para la fracción $PM_{2.5}$ la concentración inicial fue 22.4 µg/m³. Este valor también sólo se tomó para encontrar las mejores correlaciones entre las concentraciones observadas con las predichas, ya que no existen datos de concentraciones de $PM_{2.5}$ observadas a la hora 0 ese día.

3.4.4 Emisiones $PM_{2.5}$ y PM_{10}

Las emisiones obtenidas mediante los procedimientos descritos en la sección 2.3, se transformaron después a un formato especial que el modelo CALGRID requiere para su ejecución.

CAPITULO 4. ANALISIS DE RESULTADOS

En este capítulo se presentan los resultados de las modelaciones realizadas para los días seleccionados y las dos fracciones; $PM_{2.5}$ y PM_{10}.

4.1 Evento del día 5 de marzo de 1997.

4.1.1 Meteorología

El evento del 5 de marzo de 1997, estuvo caracterizado por vientos con velocidades promedio de 0.8 m/s en la primera mitad del día, después de ese periodo aumentaron a velocidades promedio de 4.5 m/s, como se puede ver en la Figura 4.1. La velocidad de viento en la capa superficial en la mayoría de las estaciones fue incrementándose de manera regular después de las 10:00 horas. El coeficiente de correlación (R^2) entre las velocidades de viento predichas y observadas este día, resulta de 0.63, Figura 4.2.

Se presentan en la Figura 4.3, las rosas de viento de las 10 estaciones de superficie cuyos datos se utilizaron en el modelo CALMET. Se observa que en todas las estaciones los vientos soplaron del norte y noreste, con excepción de Chalco en donde la mayor frecuencia de vientos provino del sureste y oeste. Los vientos en todas las estaciones tuvieron valores moderados 3.34 a 8.49 m/s. En la Figura 4.4 se muestra la evolución de la altura de la capa de mezclado a 4 horas diferentes el 5 de marzo. El aire que se encuentra debajo de la altura de mezcla conforma la capa de mezclado. Mientras más profunda sea esta capa, mayor será el volumen de aire disponible para la dispersión de las partículas. Como puede observarse la altura se encuentra entre 300 a 400 m en el dominio a las 10:00 horas, Figura 4.4(a). Hacia las 15:00 horas, estas alturas en la capa de mezclado se han incrementado a valores que van de los 1200 a 2400 m, Figura 4.4 (b). A las 18:00 horas estas alturas permanecen en los mismos rangos de valores Figura 4.4(c), a las 23:00 horas la capa baja a una altura que fluctúa entre los 200 a 600 m, Figura 4.4 (d).

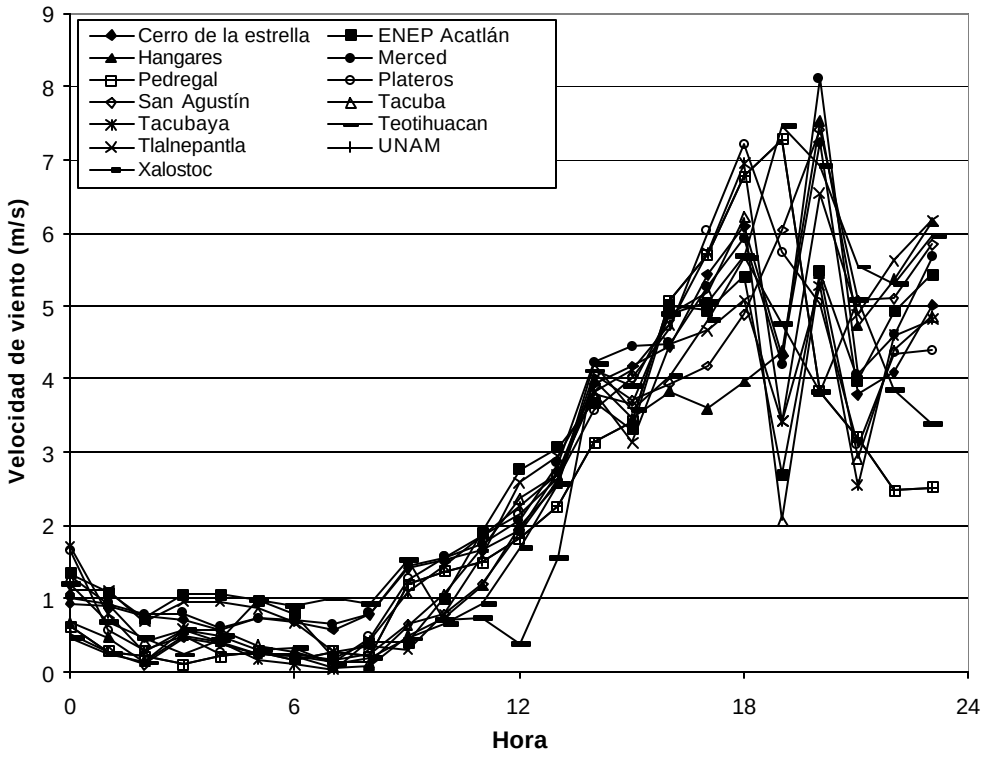


Figura 4.1. Velocidades de viento en la superficie predichas por el modelo CALMET en las diferentes estaciones meteorológicas de la ZMCM el 5 de marzo de 1997.

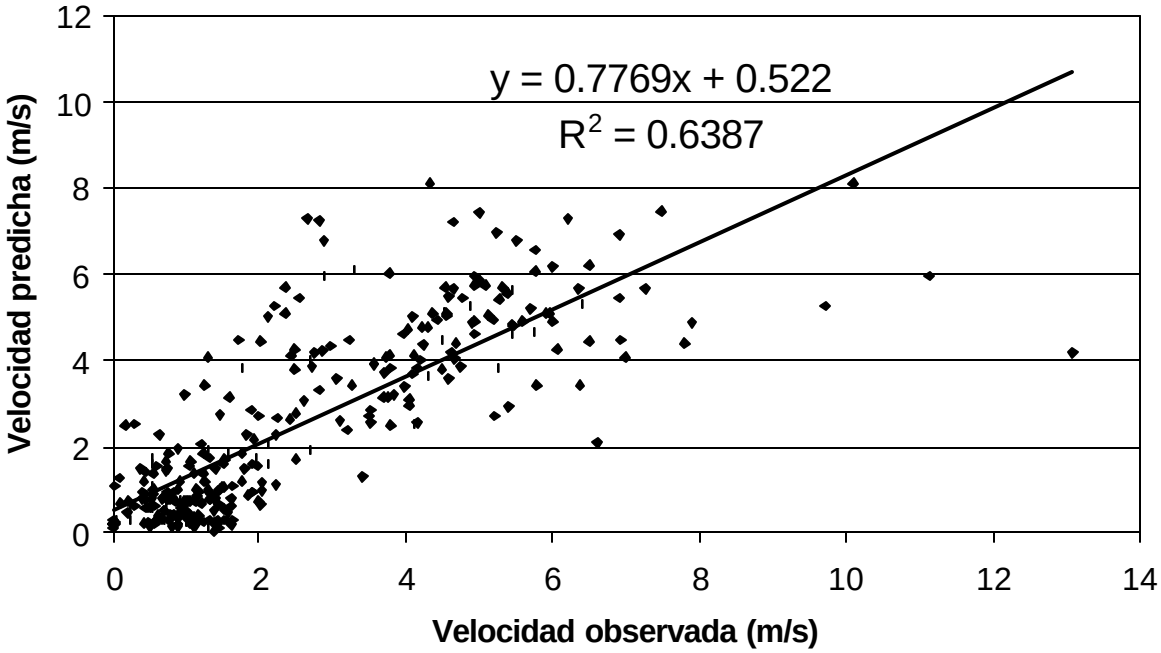


Figura 4.2. Velocidades de viento predichas vs. velocidades de viento observadas el 5 de marzo de 1997.

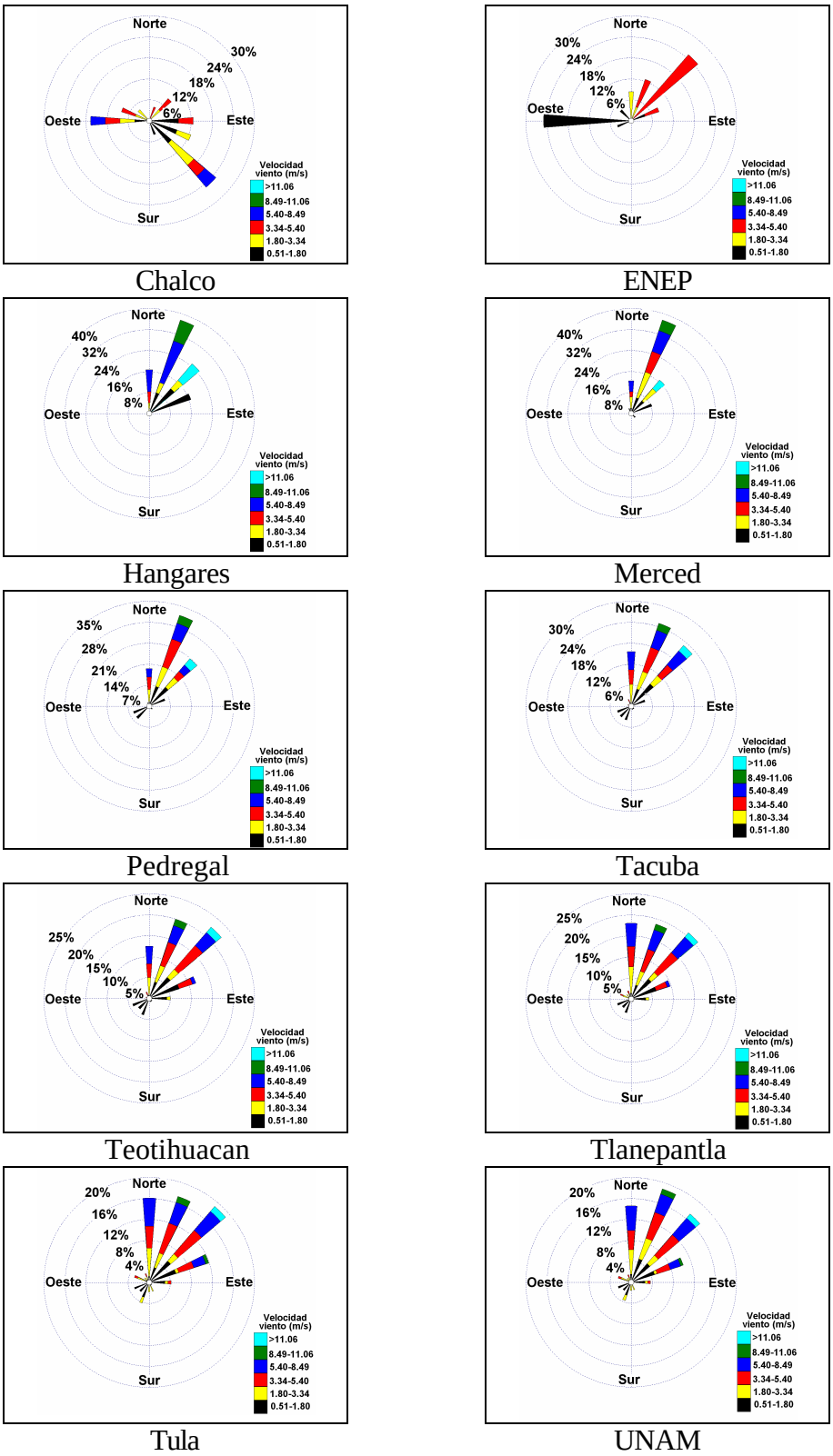


Figura 4.3. Rosas de viento para el día 5 de marzo de 1997.

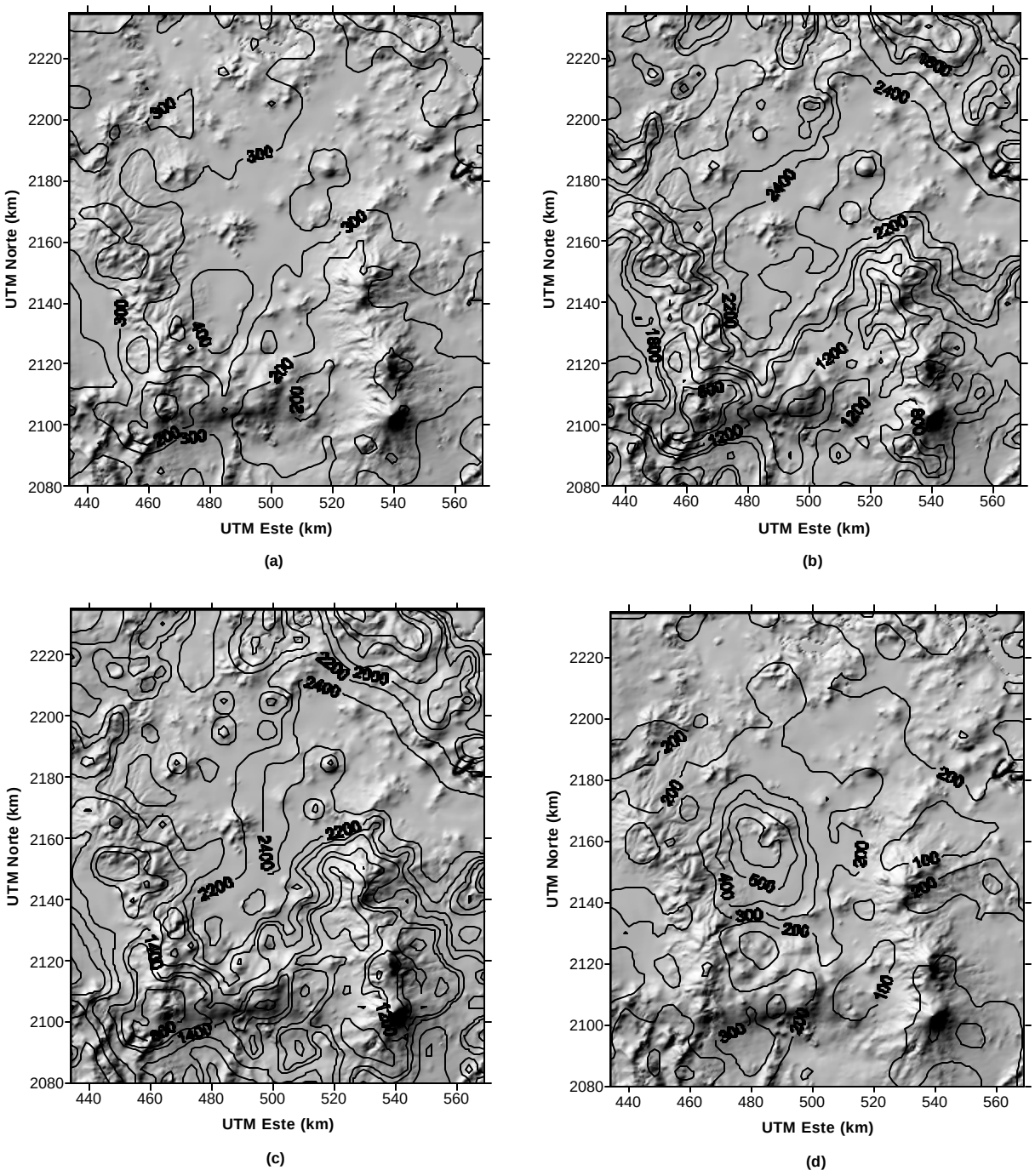


Figura 4.4. Evolución de la capa de mezclado (en metros) el 5 de marzo de 1997. (a) 10 horas (b) 15 horas (c) 18 horas (d) 23 horas.

4.1.2 Emisiones de PM

Las emisiones totales horarias de $PM_{2.5}$ obtenidas con los factores de modulación propios para esta categoría y día (ver sección 3.3.1.1), se muestran en la Figura 4.5(a). La categoría de caminos no pavimentados fue la que mayores emisiones tuvo en comparación con los caminos pavimentados y las fuentes de combustión. En general las emisiones para las tres categorías son nulas desde las 0 hasta las 6 horas. Es a partir de esta hora y hasta las 11 del día, cuando comienzan a mostrar variaciones. Hacia el mediodía todas las emisiones tuvieron un aumento muy grande y súbito, sobre todo para la categoría de caminos sin pavimentar. A partir de esa hora todas las categorías de $PM_{2.5}$ tienen aumentos más o menos regulares hasta las 18:00 horas que es el momento en que disminuyen paulatinamente hacia el final del día.

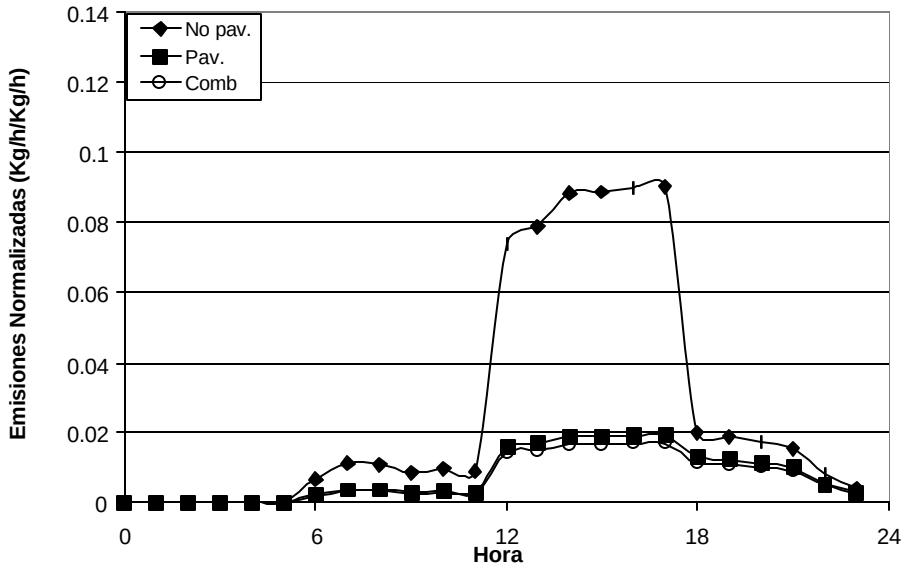
La Figura 4.5 (b), muestra la distribución total de las emisiones PM_{10} que se obtienen con los factores de modulación correspondientes (ver sección 3.3.1.1). Estas emisiones mostraron un comportamiento similar al de las $PM_{2.5}$. Las emisiones de PM_{10} son muy bajas para las 4 categorías hasta las 8:00 horas. Desde esta hora hasta el medio día todas las categorías presentan incrementos regulares, lo cual se aprecia de forma más evidente para los caminos sin pavimentar. La tendencia al aumento en las emisiones continúa de forma más pronunciada desde el mediodía hasta las 19:00 horas momento en el cual se alcanzan emisiones máximas para los caminos sin pavimentar y los suelos desnudos. Desde esta hora hasta el final del día todas las emisiones de todas las categorías van disminuyendo paulatinamente.

4.1.3 Concentraciones ambientales de PM

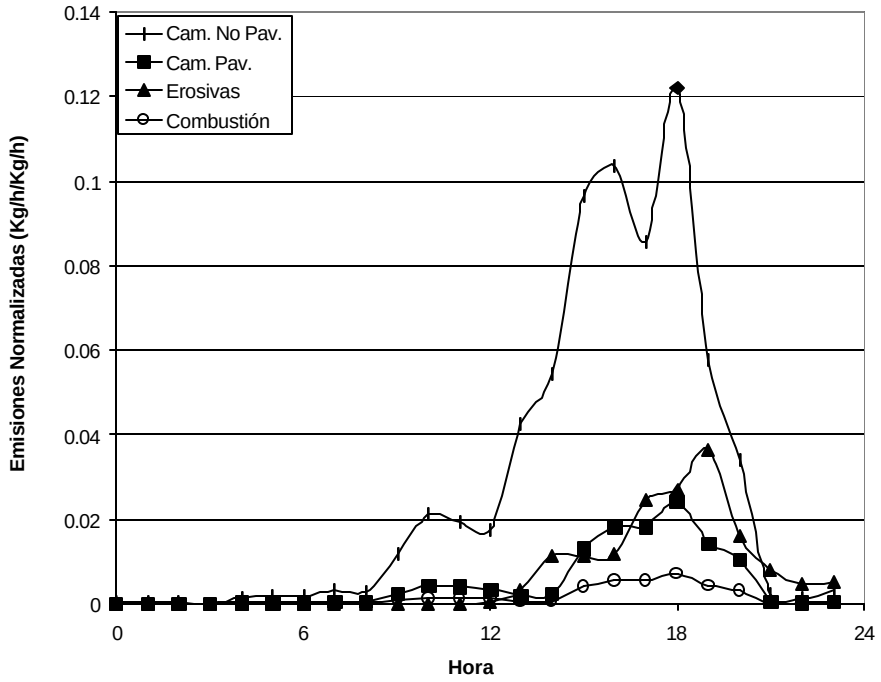
El comportamiento en la distribución espacial y temporal de las concentraciones de $PM_{2.5}$ a lo largo del día 5 de marzo se muestra en la Figura 4.6. A las 10:00 horas gran parte del dominio de estudio presenta concentraciones homogéneas salvo una pequeña zona en la parte suroeste con concentración un poco más alta, Figura 4.6(a). Hacia las 15:00 horas en la parte suroeste del dominio se observan las concentraciones de $PM_{2.5}$ más altas (750 $\mu g/m^3$), esto coincide con la dirección hacia la que sopla el viento, y que concentra las $PM_{2.5}$ hacia esa misma zona, Figura 4.6 (b). Hacia las 18:00 horas aparece la misma zona de concentraciones altas (750 $\mu g/m^3$), sólo que un poco más difuminada, Figura 4.6(c). Los vientos aumentan en intensidad

en esta hora aunque no cambian mucho en su dirección, la cual sigue siendo hacia el suroeste. A las 23:00 horas, la extensión de $PM_{2.5}$ disminuye; así como también los valores de concentraciones (50-100 µg/m³), Figura 4.6 (d), este efecto se puede explicar debido a la disminución de las actividades de combustión (i.e. móviles) que decrecen hacia el final del día. También debe observarse en la parte superior del dominio que los vientos en esta hora, aunque son similares en magnitud y dirección a las horas anteriores, en la parte inferior cambian de dirección hacia el sureste.

En la Figura 4.7 se muestra el desarrollo de la pluma de $PM_{2.5}$ para la categoría de caminos sin pavimentar, en un corte realizado a la altura de la estación Pedregal. A las 10 horas se observa una región en el centro, Figura 4.7(a). La concentración cercana a la superficie es de 30 µg/m³, y alcanza una altura de 500 m. Alrededor de las 15 horas, las concentraciones bajan, observándose una porción pequeña a la izquierda del corte con un valor de 10 µg/m³, Figura 4.7 (b). A las 18 horas, las concentraciones aumentan notablemente, Figura 4.7(c). A esta hora, la pluma alcanza los 2000 m, y se observa que los valores de concentración más altos se encuentran cercanos a la superficie (100 µg/m³) y que disminuyen conforme se va ascendiendo. Hacia las 23 horas se observa un remanente (10 µg/m³) en el lado izquierdo del corte, que alcanza los 500 m de altura, Figura 4.7 (d).



(a)



(b)

Figura 4.5. Series de tiempo de emisiones obtenidas con el modelo EMIT, el día 5 de marzo de 1997. (a) emisiones de $PM_{2.5}$ (b) emisiones de PM_{10}

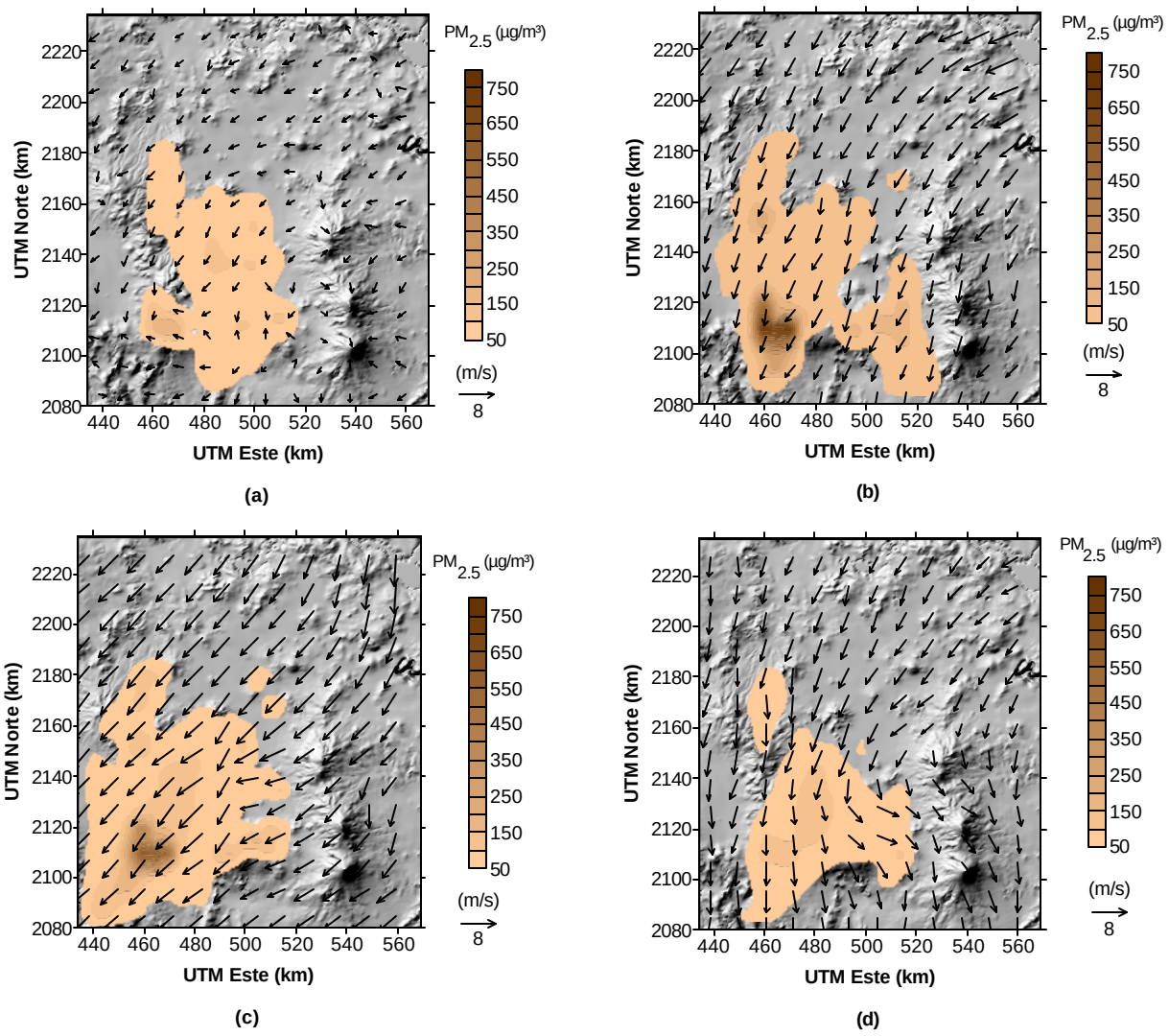


Figura 4.6. Mapas de concentración de $PM_{2.5}$ predichos para el 5 de marzo de 1997 (a) 10 horas, (b) 15 horas, (c) 18 horas y (d) 23 horas.

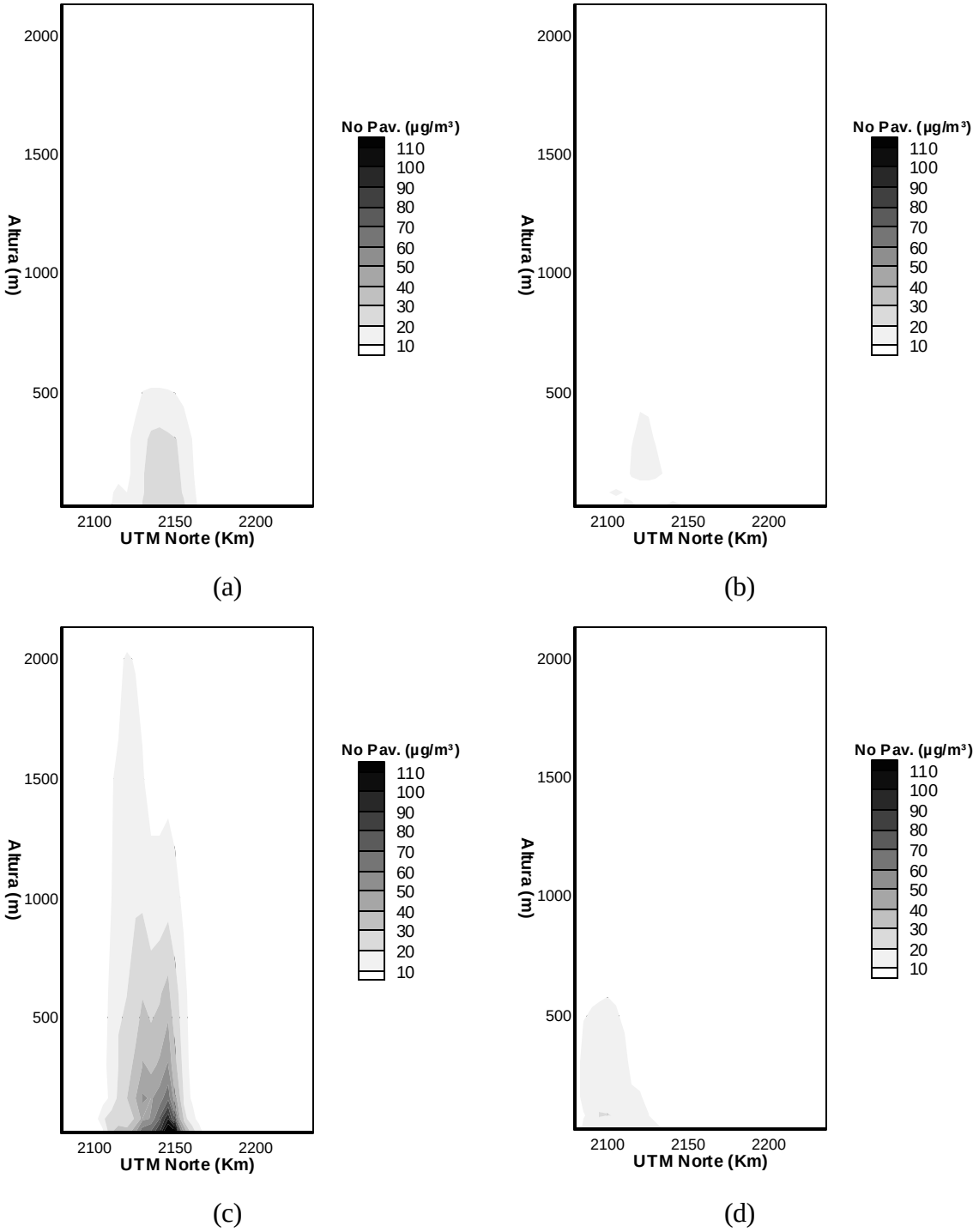


Figura 4.7. Desarrollo de la pluma de $PM_{2.5}$ para la categoría de caminos no pavimentados el día 5 de marzo de 1997: (a) 10 horas (b) 15 horas (c) 18 horas (d) 23 horas. (Corte realizado a la altura de la estación Pedregal)

Para la fracción PM_{10} se muestra el comportamiento espacial y temporal el día 5 de marzo en la Figura 4.8. A la hora 10:00 del día 5 de marzo se empiezan a acumular las concentraciones de PM_{10} resultado del incremento de las emisiones de las fuentes de combustión, caminos pavimentados y caminos no pavimentados en la zona del inventario de emisiones; que cabe recordar es mucho menor que el dominio de estudio, Figura 4.8(a). Las velocidades de viento en esta hora no rebasan los 1.7 m/s. Como puede observarse los vientos aumentan en magnitud hacia las 15:00 horas y cambian de dirección hacia el suroeste, se observa en esta dirección una zona de concentraciones altas con valores alrededor de 3000 $\mu g/m^3$, Figura 4.8 (b). Hacia las 18:00 en esta misma zona se observan las concentraciones máximas de PM_{10} (4900 $\mu g/m^3$), también los vientos tienen su máxima intensidad a esta hora (3-8 m/s), Figura 4.8(c). Esta coincidencia entre el aumento de concentraciones de PM_{10} y la velocidad de viento se explica como el incremento de las emisiones de polvos provenientes de suelos desnudos debidas a la erosión de estos por la energía del viento. Hacia las 23:00 horas, las concentraciones bajan, observándose una zona homogénea en gran parte del dominio con valores alrededor de 100 $\mu g/m^3$, Figura 4.8 (d); esta disminución coincide con la disminución de la velocidad del viento, la cual no rebasa los 6 m/s así como la disminución simultánea de las actividades antropogénicas productoras de PM_{10} (procesos de combustión).

Es interesante observar como se desarrolla la pluma de PM_{10} para la categoría de fuentes erosivas, en un corte que va de sur a norte, a la altura de Xalostoc. El comportamiento lo muestra la Figura 4.9 a 4 horas diferentes. En la Figura 4.9(a) se observa a las 10:00 horas, que las concentraciones más altas se encuentran cerca de la superficie (valores alrededor de 90 $\mu g/m^3$) y que disminuyen a medida que se asciende, distinguiéndose otra zona de 40 $\mu g/m^3$ que va de los 1400 a 2130 m. Alrededor de las 15:00 horas se observa una zona amplia que abarca todo el corte con un valor de 40 $\mu g/m^3$, Figura 4.9 (b). Hacia las 18:00 horas se observan zonas de concentración que disminuyen de valor a medida que se asciende, Figura 4.9(c). En la superficie se observa 100 $\mu g/m^3$ y de los 500 a 2130 m se observa 60 $\mu g/m^3$. Finalmente en la Figura 4.9 (d), hacia las 23 horas se observa que las concentraciones disminuyen en la superficie con valores que van de 30 a 40 $\mu g/m^3$.

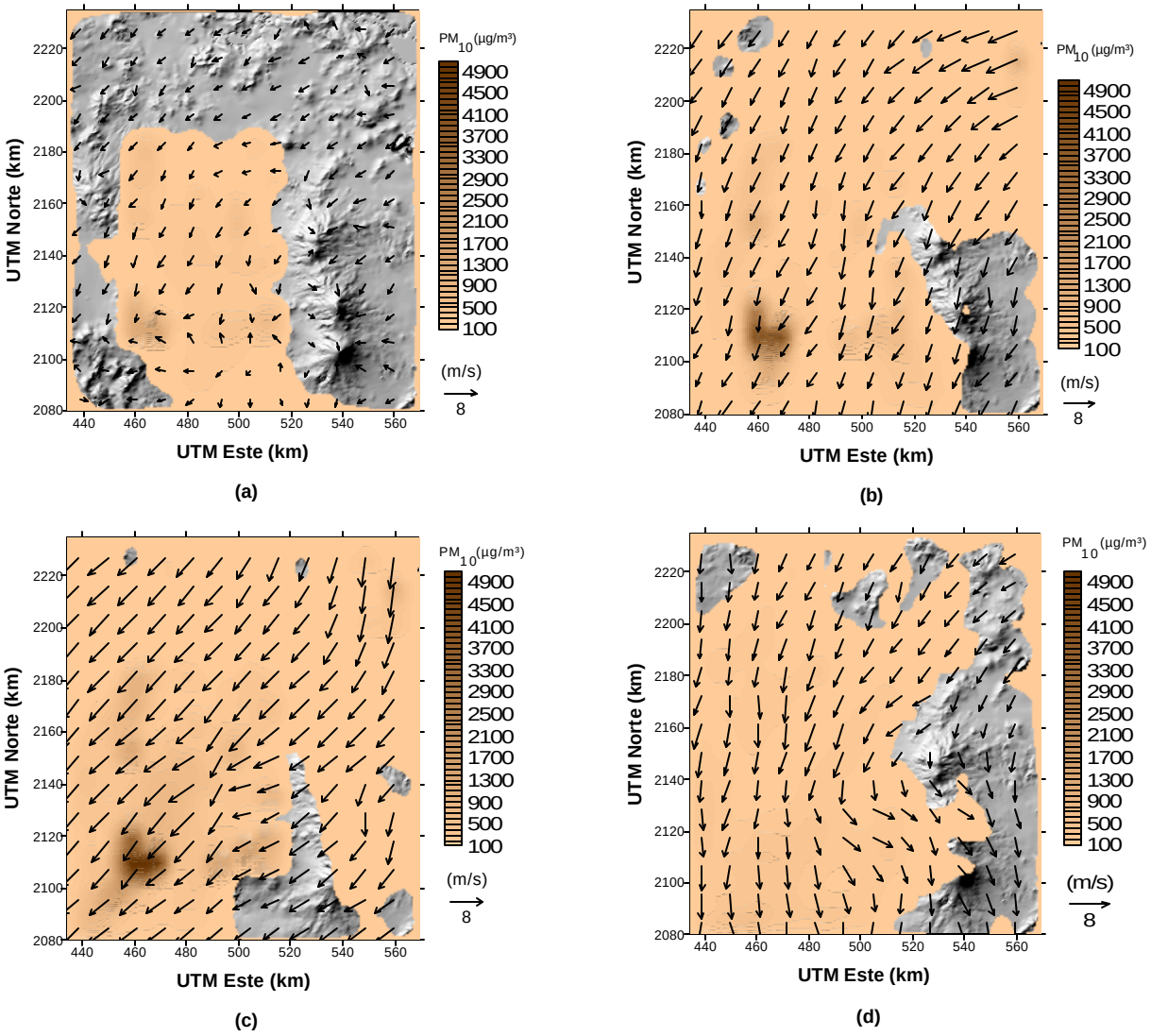


Figura 4.8. Mapas de concentración de PM_{10} predichos para el 5 de marzo de 1997 en el dominio de estudio (a) 10 horas, (b) 15 horas, (c) 18 horas y (d) 23 horas.

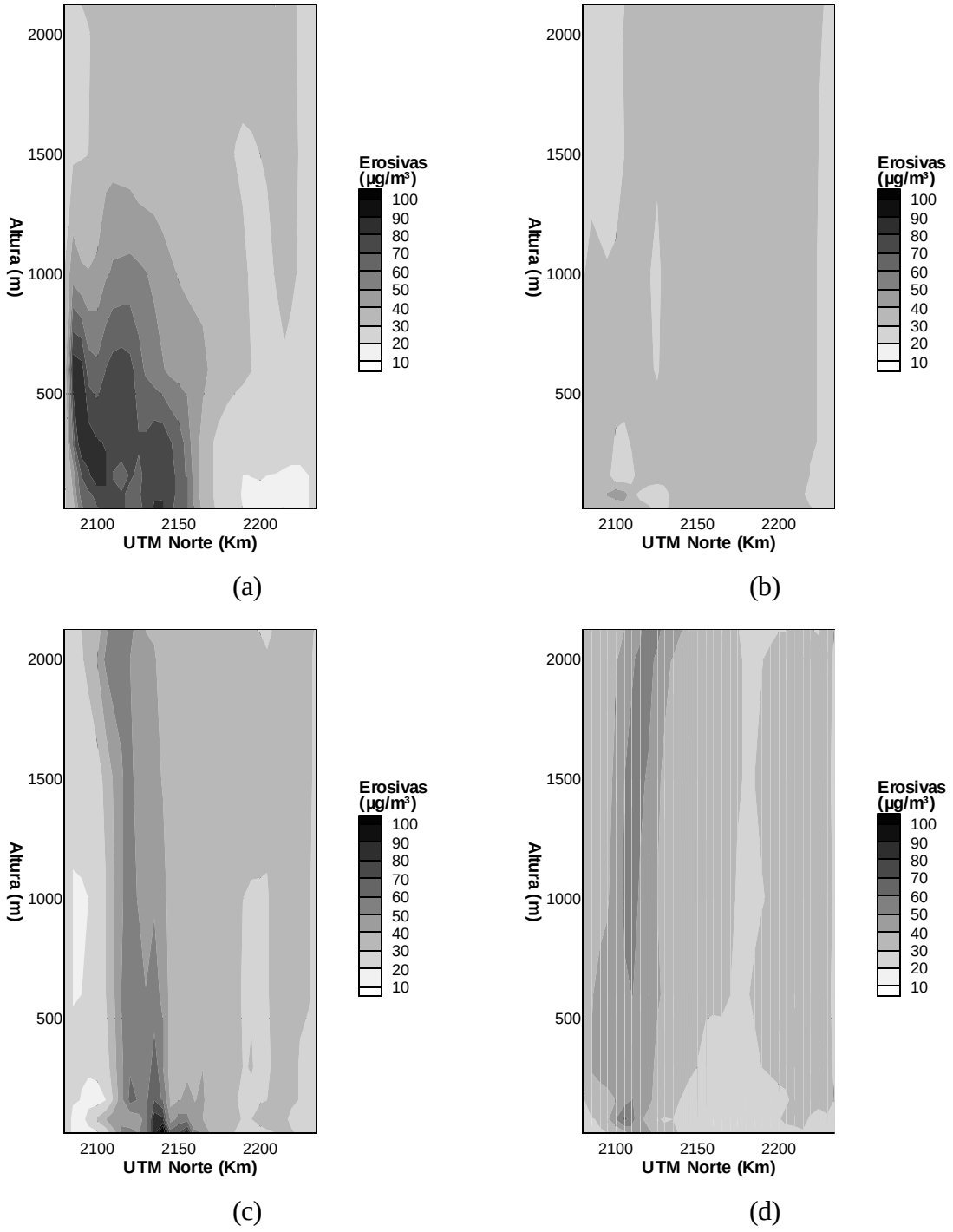


Figura 4.9. Desarrollo de la pluma de PM_{10} para la categoría de fuentes erosivas el día 5 de marzo de 1997: (a) 10 horas (b) 15 horas (c) 18 horas (d) 23 horas. (realizado a la altura de la estación Xalostoc)

4.1.4 Análisis de la Calidad del Aire en los Sitios de Monitoreo

En las series de tiempo de concentraciones de $PM_{2.5}$, las concentraciones predichas en las diferentes estaciones de IMADA, se comportan de forma muy similar a las concentraciones observadas, puesto que aumentan en los primeros tres monitoreos y disminuyen hacia el último como se observa en la Figura B.1 del apéndice.

En cuanto a la comparación de las concentraciones de PM_{10} medidas en las estaciones de monitoreo de la RAMA con las concentraciones predichas por el modelo, el comportamiento de estas últimas es satisfactorio y responde bien en la mayoría de las estaciones. Dichas comparaciones se muestran en la Figura B.2 del apéndice. Se observa que las concentraciones de PM_{10} más altas se registran entre las 10 y las 12 del día y entre las 7 y las 9 de la noche, lo cual indica que su presencia en el aire guarda una estrecha relación con el ritmo de actividad en la ZMCM. Entre otras implicaciones, este comportamiento podría sugerir que las emisiones del transporte, la actividad industrial y la resuspensión de polvos por la circulación de vehículos se encuentran entre las principales causas de la presencia de PM_{10} en la atmósfera de la ZMCM.

El modelo de erosión parece responder bien, ya el aumento notorio en las concentraciones de PM_{10} en la segunda mitad del día sólo se entiende en virtud de que los vientos de la segunda mitad del día fueron más intensos y con velocidades suficientes para provocar la erosión de suelos desnudos y la subsecuente emisión de PM_{10}, cuyos valores máximos corresponden también con las máximas velocidades de los vientos y que contribuyeron con los picos presentados en la mayoría de las estaciones de la RAMA este día. Una manera de corroborar esta supuesta contribución de los suelos a las concentraciones altas de PM_{10} es observando la gráfica de la Figura 4.10. En dicha gráfica se trazan las concentraciones PM_{10} predichas contra la dirección de viento para este día en las estaciones de monitoreo que contaron con ambas clases de datos, y se observa que las mayores concentraciones de PM_{10} se presentan cuando los vientos provienen del este y del noreste, esta última región es donde se localizan las zonas de cultivo susceptibles de erosión. Finalmente en la Figura 4.11, se presenta esta relación entre la velocidad de viento y la concentración de PM_{10} en la estación de Xalostoc, que se encuentra cercana a dichas zonas erosionadas.

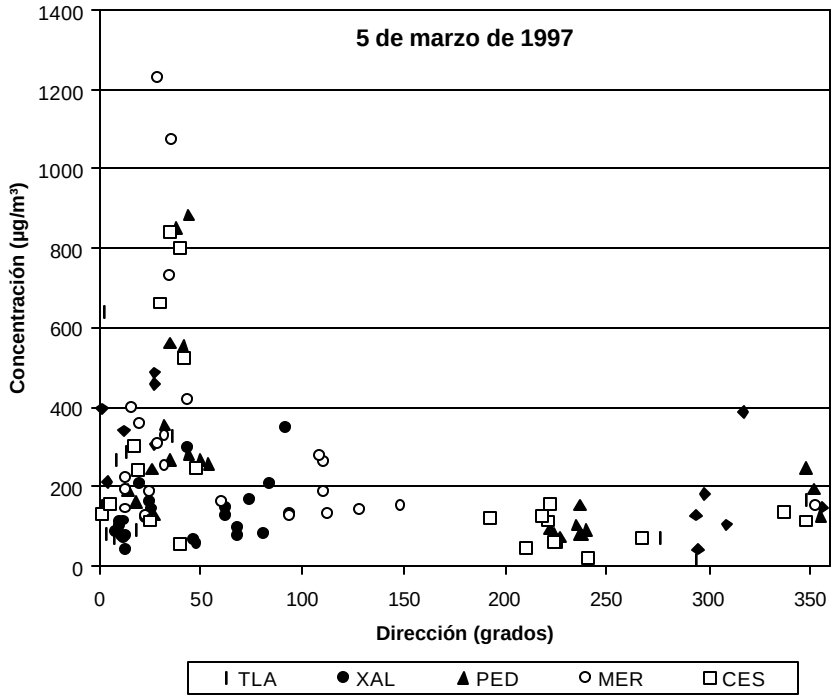


Figura 4.10. Concentraciones de PM_{10} predichas vs. dirección del viento observada el 5 de marzo de 1997 en las estaciones de monitoreo atmosférico de la ZMCM que contaron con ambas clases de datos.

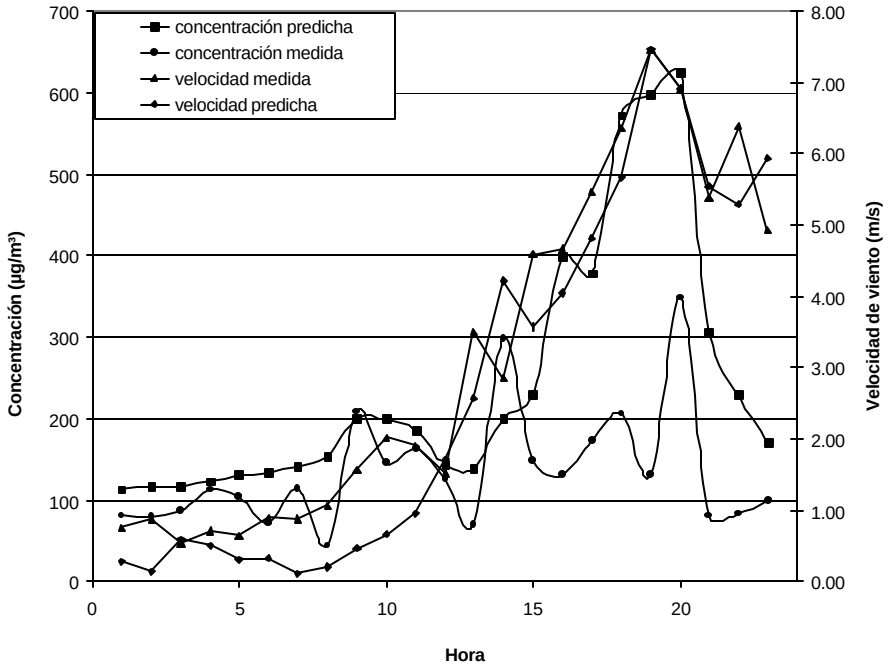


Figura 4.11. Velocidades de viento observada y predicha en la estación Xalostoc (XAL) y su relación con las concentraciones horarias de PM_{10} observadas y predichas el 5 de marzo de 1997.

A partir de las series de tiempo PM_{10} de CES, MER, XAL, NEZ, PED y TLA, obtenidas anteriormente se obtuvieron promedios cada seis horas para las tres primeras estaciones y un promedio por todas las 24 horas para las tres restantes. Una vez realizado lo anterior se compararon estos promedios con los valores de concentración observados en la campaña IMADA. El comportamiento en las estaciones de IMADA se muestra en la Figura B.3 del apéndice. En general se observa que las concentraciones predichas con CALGRID, siguen la misma tendencia de aumento en los tres primeros intervalos de la misma forma como lo hacen los datos de IMADA, no así con respecto al último monitoreo del día donde la tendencia en los datos observados es de disminución y no de aumento como se obtiene con el modelo. Se observa del análisis de las gráficas que lo predicho siempre está por arriba de lo observado, como se espera de lo obtenido por un modelo de calidad del aire.

4.2 Evento del 6 de marzo de 1997.

4.2.1 Meteorología

En el día 6 de marzo, las velocidades de viento de superficie fueron ligeramente mayores en la segunda mitad del día que en la primera, sin embargo no hubo aumentos significativos como en el día 5 de marzo; Figura 4.12. El promedio de velocidad de viento en todas las estaciones meteorológicas fue de 3.3 m/s ese día. En cuanto al coeficiente de correlación entre las velocidades de viento predichas y observadas este día, este resulta de 0.43, Figura 4.13.

Se observa en las gráficas de rosas de viento de la Figura 4.14, que la dirección de los vientos en la mayoría de las estaciones de superficie fue del norte y noreste asimismo muestran que la frecuencia en la dirección fue más homogénea que en el día anterior. En la Figura 4.15 se muestra la evolución de la capa de mezclado a 4 diferentes horas. A las 10:00 horas esta capa tiene una altura de 400 a 900 metros Figura 4.15 (a), para las 15:00 y 18:00 horas la altura de mezclado se encuentra entre 800 y 1800 metros Figura 4.15 (b) y (c), hacia el final del día, 23:00 horas, las alturas de mezclado disminuyen a valores de 40 y 300 metros, Figura 4.15 (d). Como se observa las alturas de la capa de mezclado en este día fueron mayores que las alturas del día anterior. Las concentraciones altas de PM se observan durante la presencia de sistemas de alta presión débiles y también cuando las alturas de la capa de mezclado son mínimas, menos de 1000 m (Vega et al.2002).

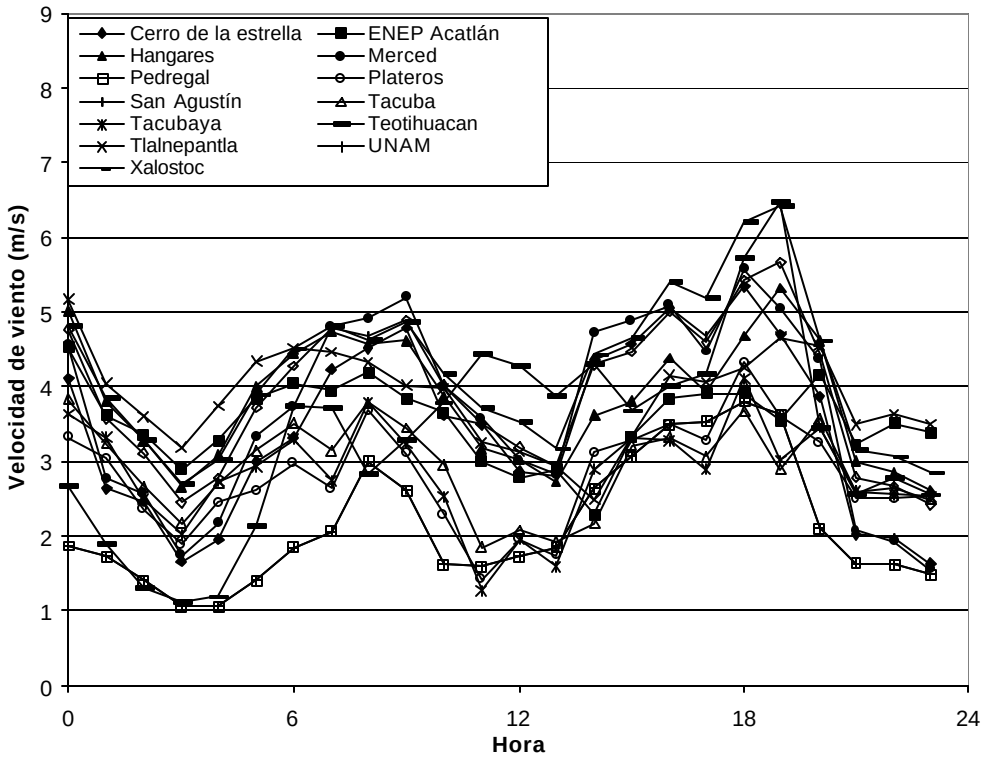


Figura 4.12. Velocidades de viento en la superficie predichas por el modelo CALMET en las diferentes estaciones meteorológicas de la ZMCM el 6 de marzo de 1997.

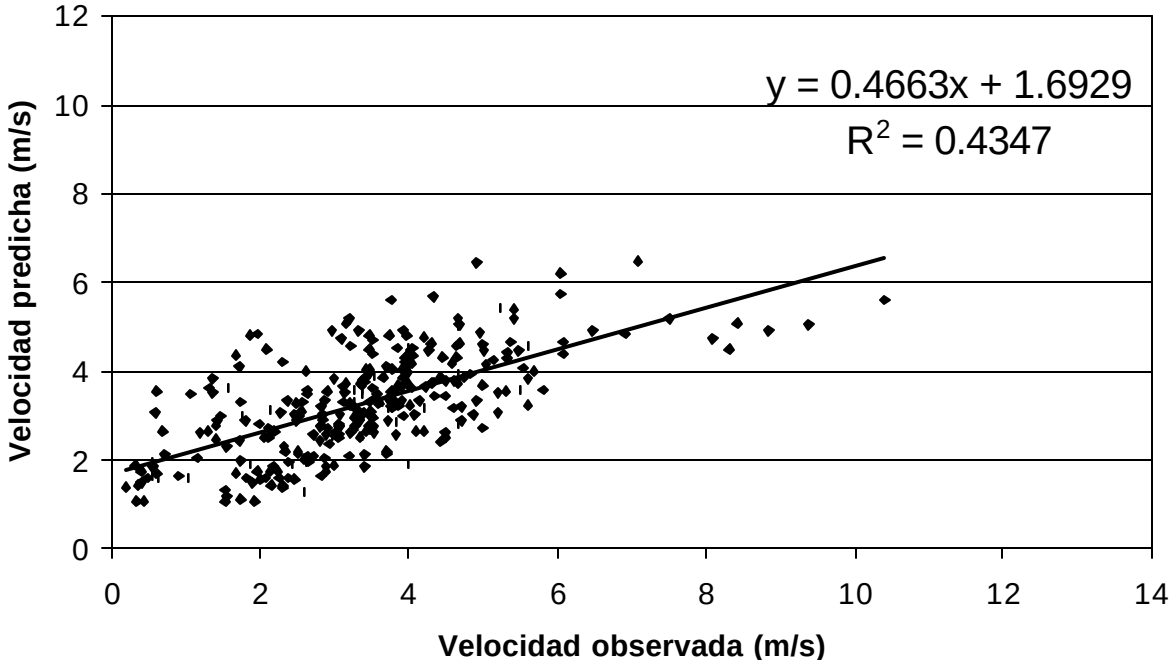


Figura 4.13. Velocidades de viento predichas vs. velocidades de viento observadas el 6 de marzo de 1997

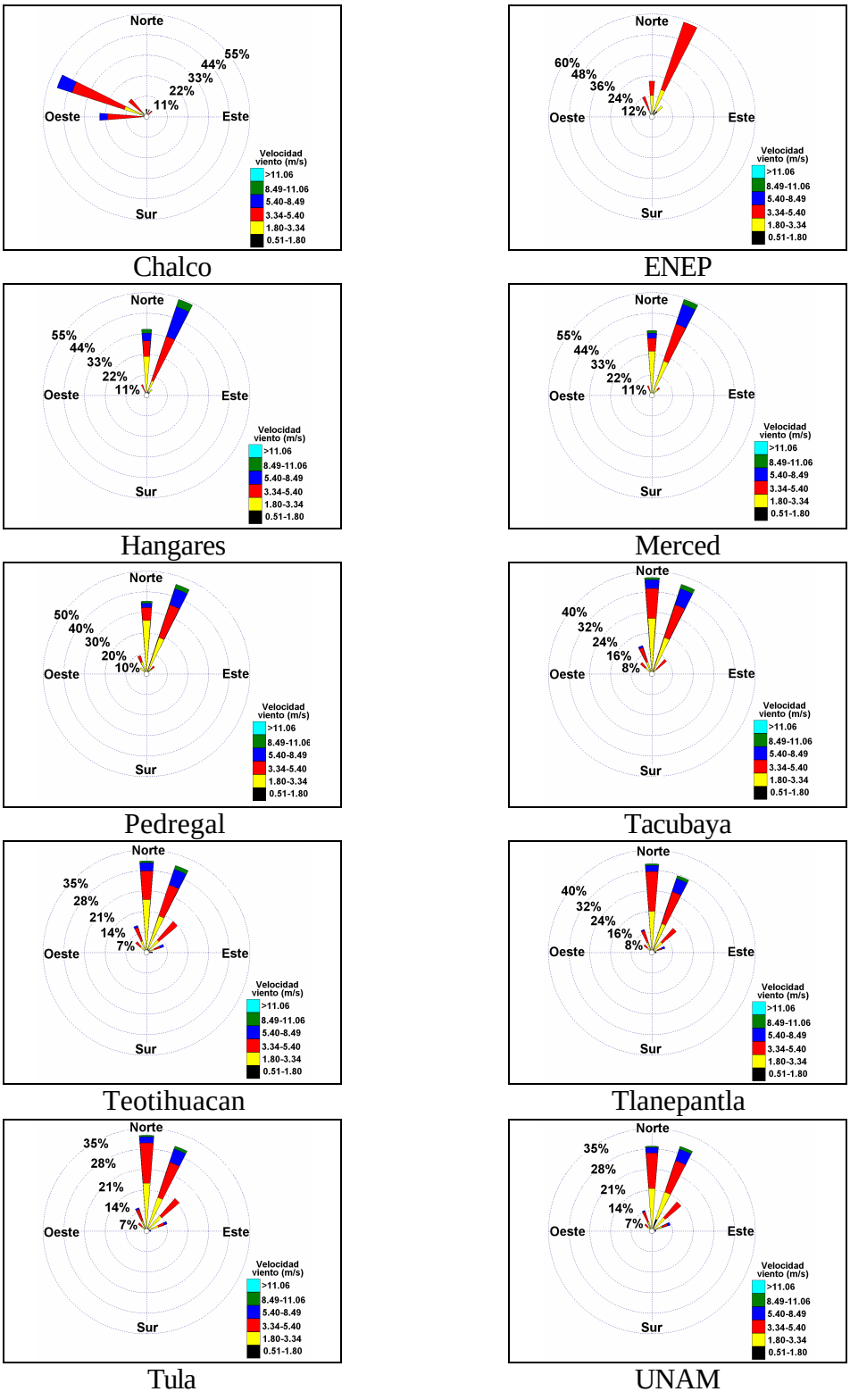


Figura 4.14. Rosas de viento para el día 6 de marzo de 1997.

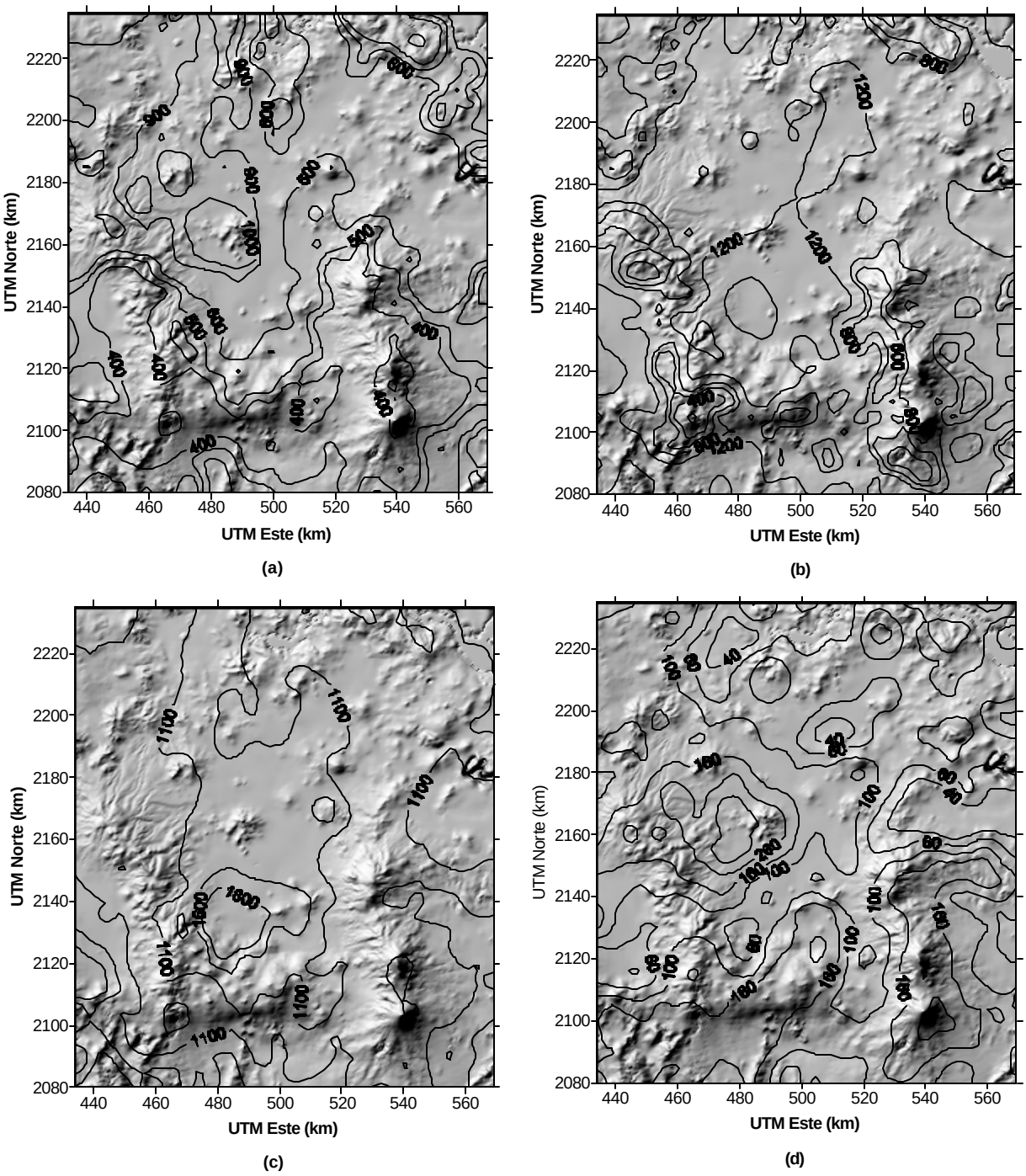


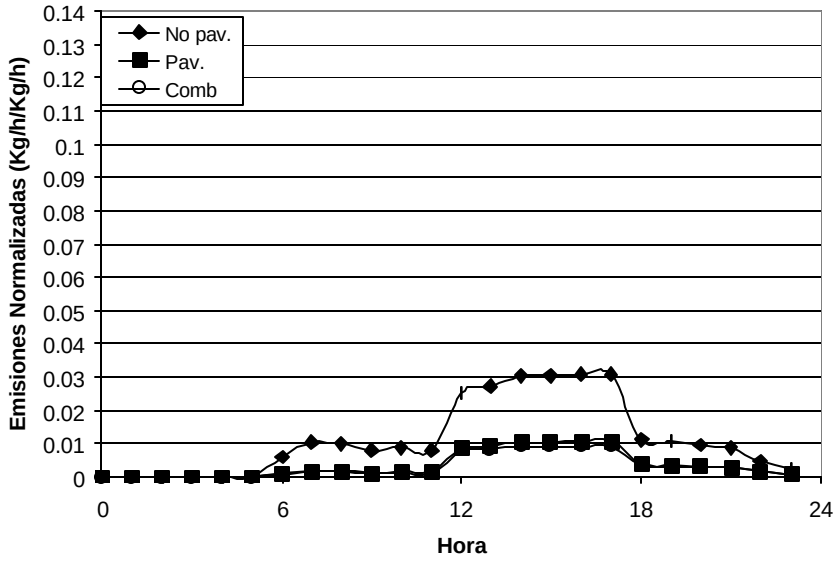
Figura 4.15. Evolución de la capa de mezclado (en metros) el 6 de marzo de 1997. (a) 10 horas (b) 15 horas (c) 18 horas (d) 23 horas.

Como se observa las alturas de las capas de mezclado del día 6 de marzo fueron mayores que las del día 5 de marzo en las distintas horas analizadas. Lo anterior es importante ya que al haber un volumen de dilución mayor el día 6 que en el día 5, las PM tuvieron concentraciones menores.

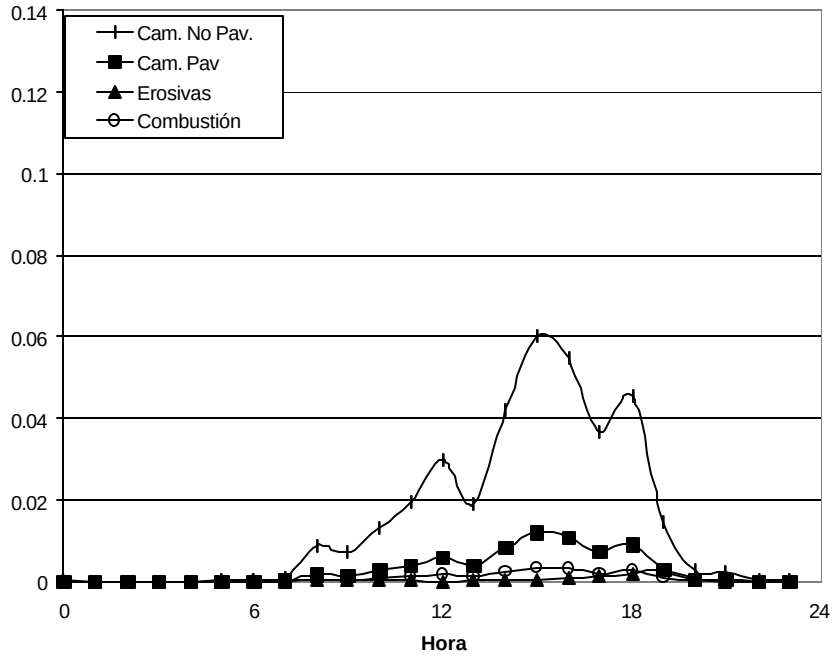
4.2.2 Emisiones de PM

Las emisiones $PM_{2.5}$ para el 6 de marzo de 1997, obtenidas con los factores de modulación discutidos en la sección 3.3.1.1, se muestran en la Figura 4.16(a). El comportamiento en las emisiones es similar al día anterior, las emisiones son muy bajas en las primeras horas del día, van aumentando en mayor medida hacia el mediodía, y desde este momento hasta las 18:00 horas continúan creciendo. Desde esa hora hasta el final del día las emisiones de todas las categorías disminuyen paulatinamente. Nuevamente la categoría de caminos no pavimentados tuvo las emisiones mayores, observándose el máximo alrededor de las 15:00 horas, en segundo lugar estuvieron las de caminos pavimentados y de fuentes de combustión que resultaron muy similares. Al realizar una comparación de las emisiones totales de $PM_{2.5}$ en las 3 categorías, entre los dos días simulados, se encuentra que las emisiones fueron mayores el día 5 de marzo de 1997, en las siguientes razones: caminos no pavimentados: 1.23 veces, y caminos pavimentados y fuentes de combustión ambos con 1.017 veces.

En cuanto a las emisiones horarias de PM_{10}, obtenidas con los factores de modulación empleados, se obtiene que los mayores valores de emisión corresponden a caminos no pavimentados, registrándose el máximo de ellas alrededor de las 15:00 horas, el segundo lugar le corresponde a las de caminos pavimentados, seguidas por fuentes de combustión y por último las erosivas, Figura 4.16 (b). Estas últimas son mucho menores a las calculadas por el modelo el día 5 de marzo y esto es congruente puesto que las velocidades de viento en la segunda mitad del día si bien son altas no tuvieron la suficiente velocidad de umbral para generar una cantidad similar de emisiones erosivas como en el día 5. Al realizar una comparación de las emisiones totales de PM_{10} en todas las categorías, entre los dos días simulados, se encuentra que las emisiones fueron mayores el día 5 de marzo de 1997, en las siguientes razones: caminos no pavimentados: 1.97 veces, caminos pavimentados, 1.69 veces, erosivas, 14.89 veces, y fuentes de combustión 1.69 veces.



(a)



(b)

Figura 4.16. Series de tiempo de emisiones obtenidas con el modelo EMIT, el día 6 de marzo de 1997. (a) emisiones de $PM_{2.5}$ (b) emisiones de PM_{10}.

4.2.3 Concentraciones ambientales de PM

La distribución espacial y temporal de $PM_{2.5}$ el día 6 de marzo, se muestra en la Figura 4.17. Hacia las 10:00 horas, se observan dos zonas de $PM_{2.5}$, la primera se observa en la parte noroeste del dominio y la segunda en la porción central inferior, los valores de concentración de estas zonas están alrededor de 25 µg/m³, Figura 4.17(a). A las 15:00 horas, ambas zonas se ensanchan y se juntan en una sola, se observa en la parte inferior en la parte suroeste una porción de concentraciones altas similar a la del día 5 de marzo, aproximadamente de 200 µg/m³, Figura 4.17(b). Los vientos en las dos horas anteriores son moderados no rebasando los 5 m/s y en ambos casos dirigiéndose hacia el suroeste. A las 18:00 horas, se observa una distribución espacial de $PM_{2.5}$ muy similar a la de la hora 15:00, la zona de concentraciones altas permanece, sin embargo los vientos aumentan de velocidad (7 m/s) y mantienen la dirección hacia el suroeste como en las horas anteriores, Figura 4.17(c). Hacia el final del día, la extensión de $PM_{2.5}$ disminuye así como los valores de concentración (25 µg/m³), Figura 4.17 (d). A esta hora se observa que las $PM_{2.5}$ se desplazan hacia el sureste en la misma dirección hacia la que lo hacen los vientos, cuya velocidad vuelve a disminuir a aproximadamente 4 m/s.

En la Figura 4.18 se muestra el desarrollo de la pluma de $PM_{2.5}$ para la categoría de caminos no pavimentados en un corte realizado a la altura de la estación Pedregal. En la Figura 4.18(a), a las 10:00 horas se observa una zona angosta de $PM_{2.5}$ con valor de 10 µg/m³ Hacia las 15:00 horas esta zona se ensancha y alcanza una altura de 1600 m, además se observan cercanas a la superficie concentraciones que oscilan entre 20 y 30 µg/m³, Figura 4.18(b). A las 18:00 horas, la región de los 10 µg/m³ no cambia de forma, pero la de los 20 µg/m³ se ensancha y gana altura, Figura 4.18(c). Se aprecia un aumento de concentraciones de $PM_{2.5}$ cercanas a la superficie con valores entre 30 y 50 µg/m³. Finalmente en la Figura 4.18 (d), a las 23:00 horas las concentraciones de $PM_{2.5}$ disminuyen notablemente, observándose una región de 10 µg/m³ en el lado izquierdo del corte.

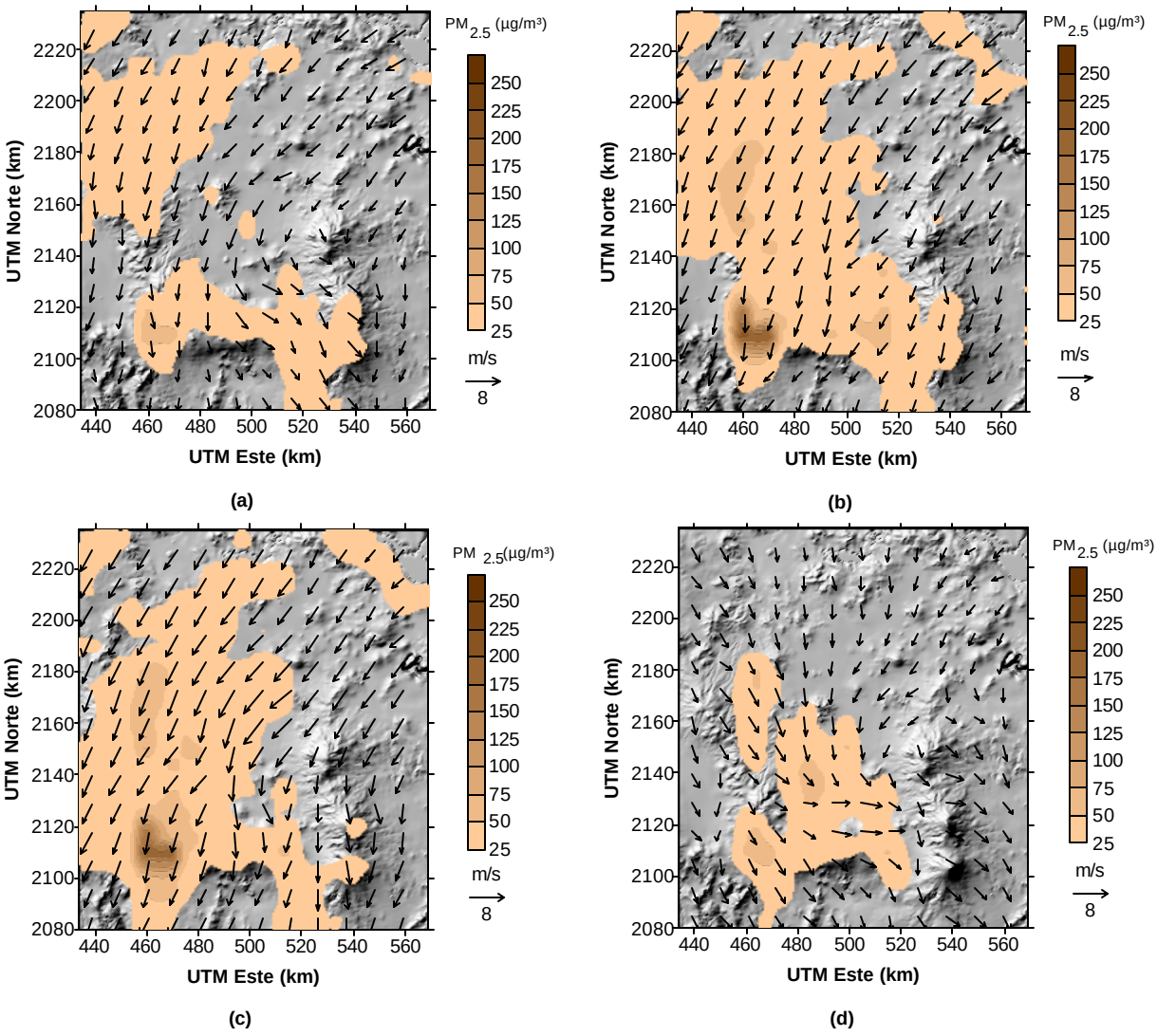


Figura 4.17. Mapas de concentración de $PM_{2.5}$ predichos para el 6 de marzo de 1997 (a) 10 horas, (b) 15 horas, (c) 18 horas y (d) 23 horas.

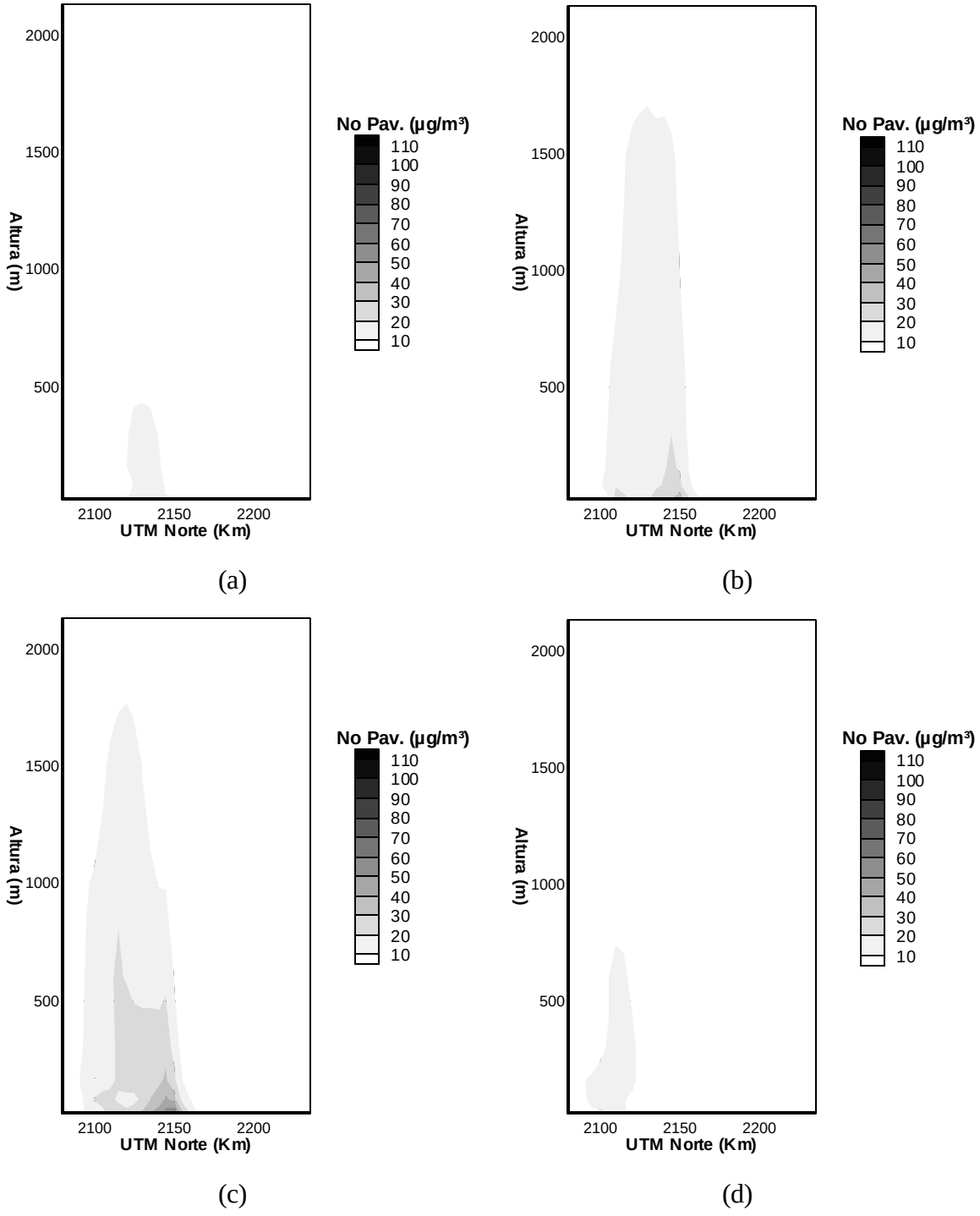


Figura 4.18. Desarrollo de la pluma de $PM_{2.5}$ para la categoría de caminos no pavimentados el día 6 de marzo de 1997: (a) 10 horas (b) 15 horas (c) 18 horas (d) 23 horas. (Corte realizado a la altura de la estación Pedregal)

La distribución espacial de PM_{10} en este día tuvo un comportamiento muy similar con respecto al día 5 de marzo, lo que se explica cuando se observa que los vientos tuvieron también una componente importante del noreste como el día anterior. El cambio sólo se nota en los valores de concentración que en todos los casos son menores. En la Figura 4.19 se observa para diferentes horas el comportamiento de esta distribución. A las 10:00 horas se observa en la porción suroeste del dominio, la presencia de una zona pequeña de PM_{10} de alrededor de 200 µg/m³; los vientos a esta hora son ligeros, Figura 4.19(a). A las 15:00 horas los vientos aumentan de velocidad a 5.3 m/s y la zona pequeña de las 10:00 horas ha aumentado de tamaño así como en concentración (el valor más alto es de 2400 µg/m³), se observa otra zona de PM_{10} en la porción central inferior del dominio con concentración de 200-400 µg/m³, Figura 4.19 (b). Para las 18:00 horas ambas zonas de PM_{10} se han unido y expandido un poco más; asimismo los vientos continúan soplando hacia el suroeste y han aumentado de velocidad a 7 m/s, Figura 4.19(c). Los valores de concentración a esta hora del día son menores que en el 5 de marzo, debido entre otras causas a la altura de mezclado que en este caso es mayor que en el día anterior. Hacia las 23:00 horas, el dominio prácticamente se ha limpiado de PM_{10}, observándose solamente una porción pequeña en la misma ubicación que la porción pequeña de las 10:00 horas, los valores de concentración en esta zona son de 200 µg/m³, Figura 4.19 (d).

En la Figura 4.20 se muestra el desarrollo de la pluma de PM_{10} para la categoría de fuentes erosivas en un corte realizado a la altura de la estación Xalostoc. En la Figura 4.20(a), a las 10:00 horas se distinguen dos zonas de concentraciones de PM_{10} con valor de 20 µg/m³. Primero en la porción izquierda comenzando a los 500 m, y en la parte derecha del corte encontrándose desde la superficie hasta los 2130 m. Hacia las 15:00 horas prácticamente ambas zonas de 20 µg/m³ se ensanchan, asimismo se observa un aumento en las concentraciones cercanas a la superficie, Figura 4.20 (b). A las 18:00 horas el comportamiento de la pluma es muy similar al de la hora 15, se observa un ligero aumento en las concentraciones cercanas a la superficie, Figura 4.20(c). Finalmente hacia las 23:00 horas, Figura 4.20 (d), las concentraciones disminuyen, nótese que el corte es muy parecido al de la hora 10.

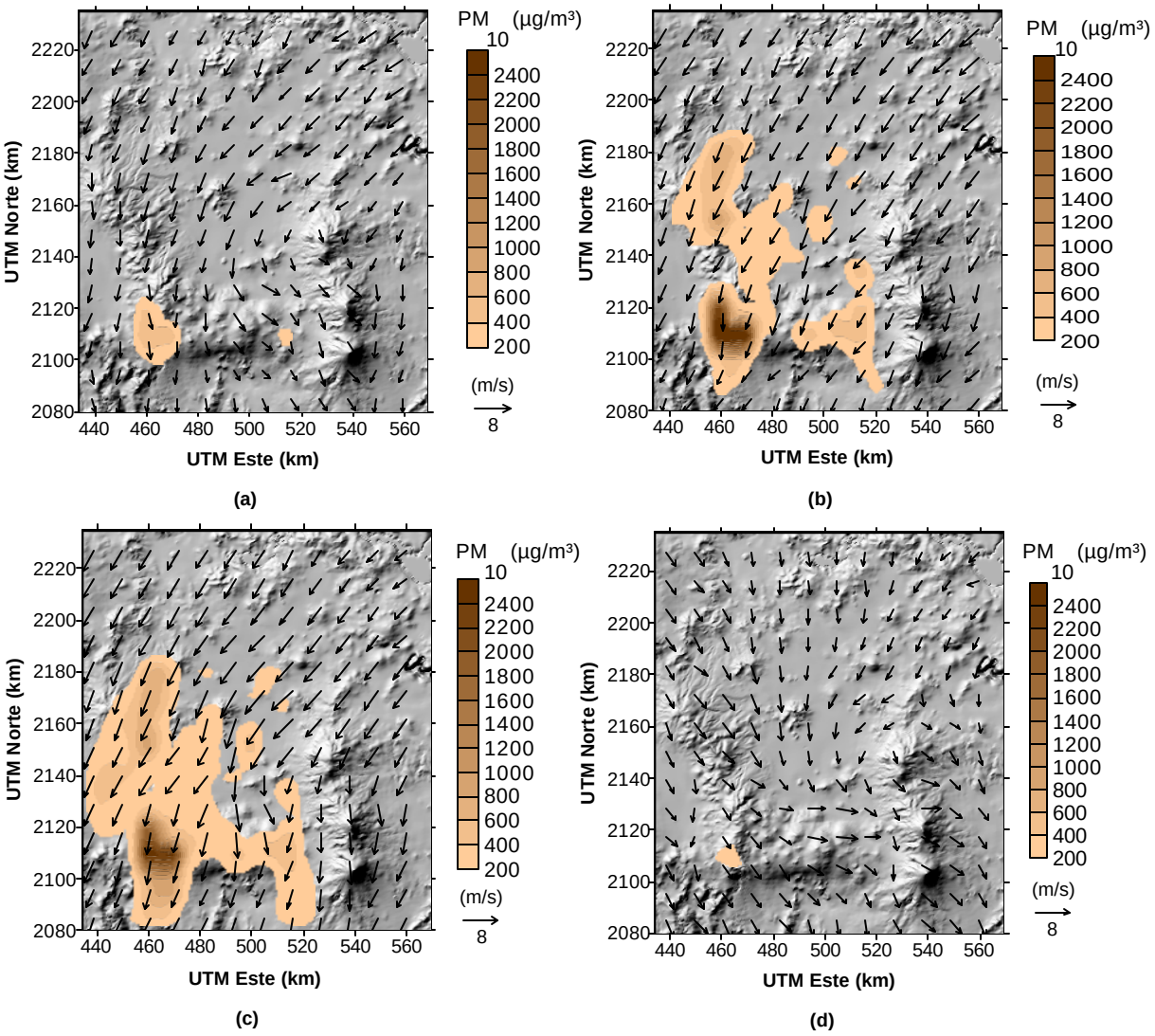


Figura 4.19. Mapas de concentración de PM_{10} predichos para el 6 de marzo de 1997 (a) 10 horas, (b) 15 horas, (c) 18 horas y (d) 23 horas.

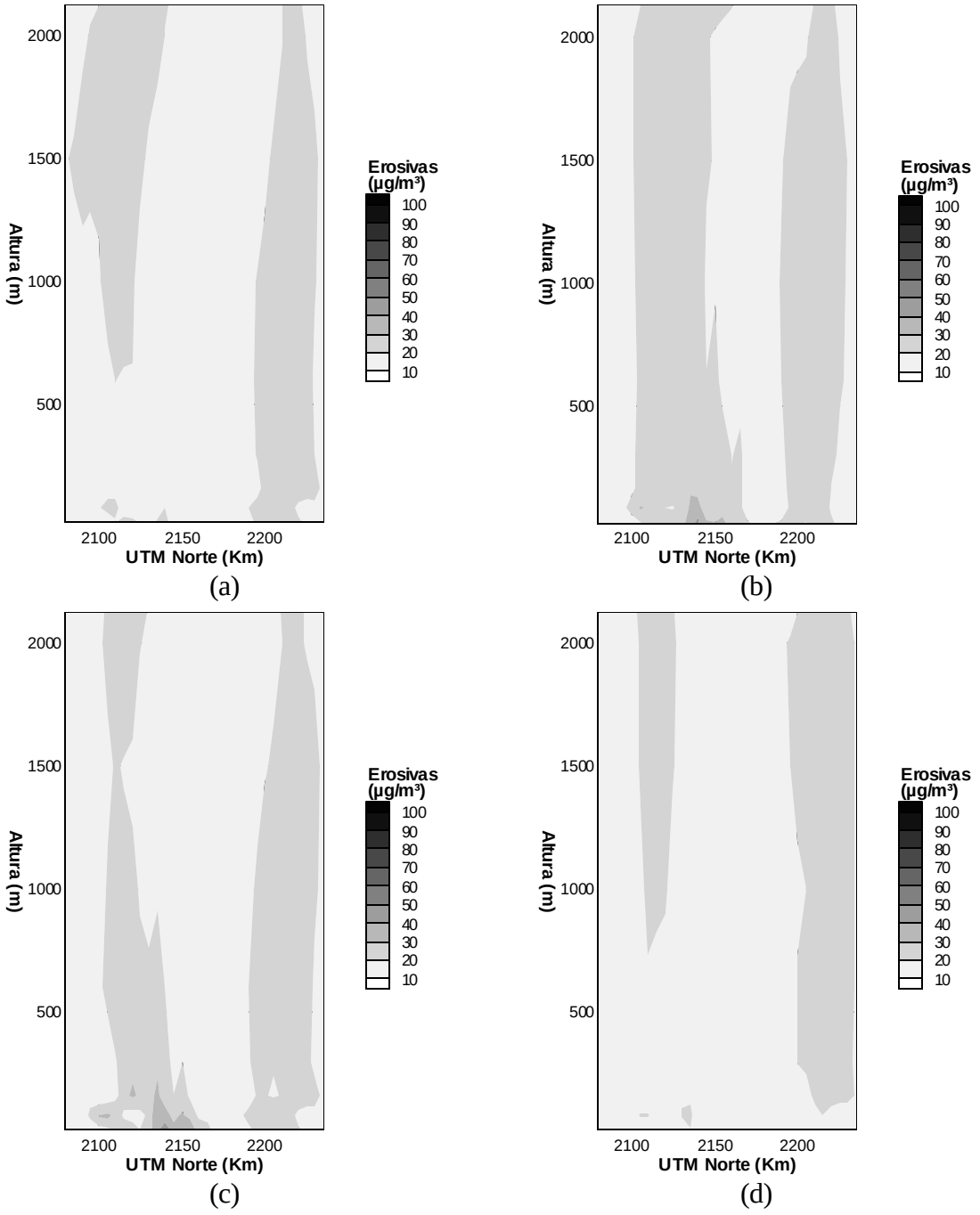


Figura 4.20. Desarrollo de la pluma de PM_{10} para la categoría de fuentes erosivas el día 6 de marzo de 1997: (a) 10 horas (b) 15 horas (c) 18 horas (d) 23 horas. (Corte realizado a la altura de la estación Xalostoc)

4.2.4 Análisis de la Calidad del Aire en los Sitios de Monitoreo

Las series de tiempo $PM_{2.5}$ tanto predichas como observadas, mostradas en la Figura B.4 del apéndice, presentan un aumento paulatino desde el primer hasta el tercer monitoreo (18:00 horas) en las estaciones CES, MER y XAL, para luego disminuir hacia el final del día, debe notarse que el modelo reproduce el comportamiento de forma más marcada. El valor predicho en las estaciones NEZ, PED y TLA se encuentra por arriba del observado, cebe recordar que solo se cuenta con un dato diario observado para esas estaciones por lo que lo predicho debe promediarse para comparar con lo observado.

Las series de tiempo PM_{10} predichas y observadas para todas las estaciones de la RAMA, se muestra en la Figura B.5 del apéndice. En general el comportamiento en las concentraciones es similar al día anterior, se presenta un aumento paulatino de las concentraciones en la primera mitad del día para que en la segunda mitad siga este incremento de forma más pronunciada. La diferencia estriba en los valores de concentración notablemente menores que en el día anterior. En la Figura 4.21, se presentan las concentraciones de PM_{10} predichas contra la dirección del viento en las estaciones de monitoreo atmosférico que contaron con esos tipos de datos. Se observa que las concentraciones mayores de PM_{10} se registran cuando los vientos soplan del este y del noreste, lo que sugiere que si bien este día no se distinguió por la generación de emisiones edafológicas tan grandes como en el día anterior, si en cambio los vientos pudieron transportar esta fracción de zonas localizadas en las direcciones antes mencionadas.

Para evidenciar el efecto erosivo de la velocidad del viento sobre las concentraciones de PM_{10}, se muestra en la Figura 4.22, los resultados de la estación Xalostoc. Aunque el patrón de concentraciones predichas coincide con los patrones de velocidades de viento predicha y observada, con un máximo a las 19:00 horas, no lo hace así el patrón de las concentraciones observadas puesto que el máximo se presenta a las 13:00 horas, lo que sugiere que se presentó algún evento local que el modelo no predice.

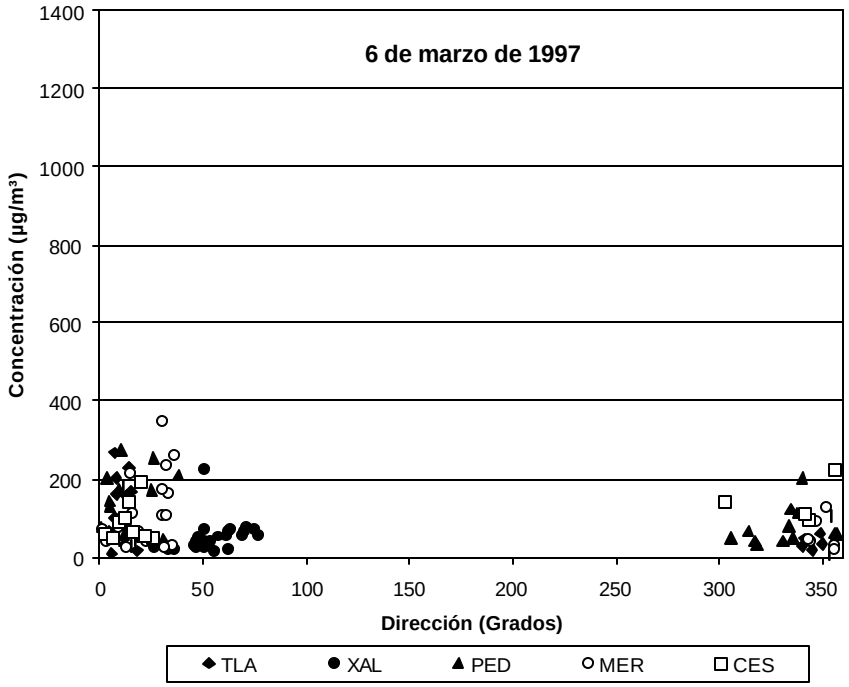


Figura 4.21. Concentraciones de PM_{10} observadas vs. dirección del viento observada el 6 de marzo de 1997 en las estaciones de monitoreo atmosférico de la ZMCM que contaron con ambas clases de datos.

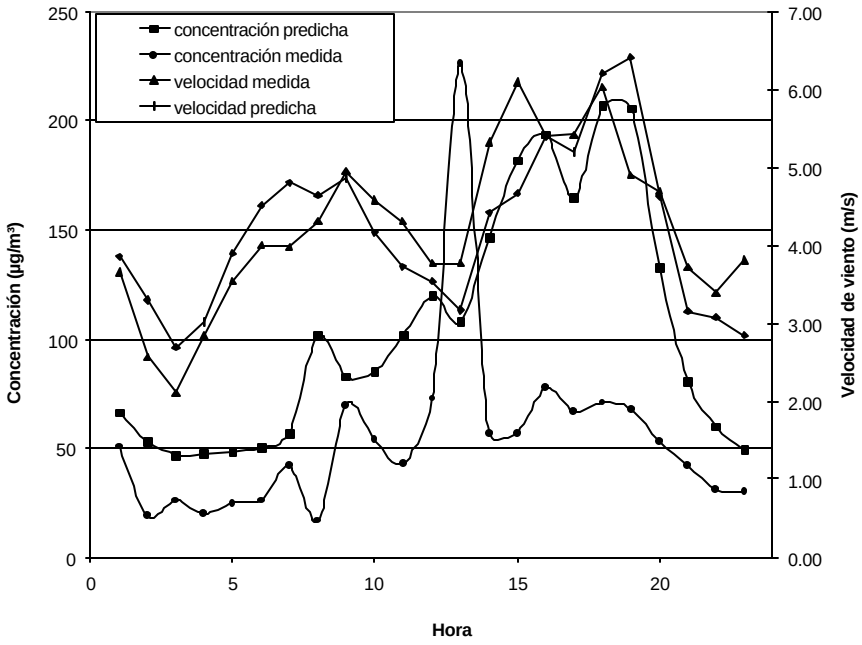


Figura 4.22. Velocidades de viento observadas y predichas en la estación Xalostoc (XAL) y su relación con las concentraciones horarias de PM_{10} observadas y predichas, el 6 de marzo de 1997.

Para comparar las concentraciones obtenidas anteriormente con las observadas en la campaña IMADA, se realizó el mismo procedimiento realizado a las series de tiempo del día anterior. Las concentraciones obtenidas con estas consideraciones se comportan como lo hacen las concentraciones observadas en este día, con un aumento progresivo en los tres primeros monitoreos, hasta las 18:00 horas, para disminuir hacia el cuarto y último monitoreo en las estaciones Cerro de la Estrella, Merced, y Xalostoc. En cuanto a las estaciones que sólo tuvieron un monitoreo al día; Nezahualcóyotl, Pedregal y Tlanepantla, las concentraciones obtenidas con el modelo estuvieron muy por arriba de lo observado porque en este caso las 24 concentraciones predichas fueron promediadas y comparadas contra los únicos datos del día de esas estaciones, la Figura B.6 muestra los comportamientos anteriormente descritos.

4.3 Análisis Estadístico de Resultados

4.3.1 Coeficiente de Correlación

Es importante determinar las correlaciones de los datos. Se realizaron regresiones lineales para las modelaciones de CALMET y CALGRID para cada uno de los días modelados y las fracciones PM_{10} y $PM_{2.5}$ en el caso de CALGRID, y se calcularon los coeficientes de correlación R^2.

Por otra parte se aplicó a CALMET y CALGRID un conjunto de estadísticas descritas por Lu et al., (1997) y Hedley et al. (1997a, b). La evaluación del desempeño de CALGRID relacionado con las medidas de concentración de PM horarias en la superficie registradas en los sitios se presenta a continuación. Para cada uno de los días y para cada una de las fracciones, los estadísticos de desempeño del modelo incluyen la desviación estándar y la media de lo observado y lo predicho, la raíz de la media de cuadrados de diferencias (RMSD), el índice de concordancia (I), el error grueso normalizado (E) y el sesgo normalizado (B).

4.3.2 Raíz de la media de cuadrados de diferencias

La RMSD se define como:

$$RMSD = \left[\frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N} (p_i - o_i)^2 \right]^{1/2} \quad (4.1)$$

donde pi y oi son las concentraciones de PM predichas y observadas, respectivamente. El nivel de capacidad del modelo es tan alto en la medida que la RMSD sea más pequeña que la desviación estándar de la observación, y si la desviación estándar de las predicciones es comparable con la de las observaciones (Lu et al., 1997).

4.3.3 Indice de Concordancia

El índice de concordancia, I, se define como:

$$I = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{N} (p_i - o_i)^2}{\sum_{i=1}^{N} \left(|p_i - \bar{o}| + |o_i - \bar{o}| \right)^2} \quad (4.2)$$

donde p_i y o_i se definen como se anotó arriba, y $\bar{o}$ denota el promedio de la concentración de PM observada. Un índice de modelo de 1 indica concordancia perfecta entre las concentraciones predichas y observadas, mientras que un índice de 0 indica una nula concordancia.

4.3.4 Error Grueso Normalizado

El error grueso normalizado se define como

$$E = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N} \frac{|p_i - o_i|}{o_i} \quad (4.3)$$

4.3.5 Sesgo Normalizado

El sesgo normalizado se calcula como:

$$B = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N} \frac{p_i - o_i}{o_i} \quad (4.4)$$

además de estos estadísticos basados en las concentraciones observadas y predichas apareadas en el espacio y tiempo, las concentraciones máximas diarias observadas y predichas (apareadas en el espacio, pero desapareadas en el tiempo) son también de interés. En el

Apéndice D se presentan las tablas que contienen todos los estadísticos definidos anteriormente para los días modelados.

En primer lugar, se evaluó el modelo CALMET considerando todas las estaciones meteorológicas, véase Tabla D.1 del Anexo D. Para el día 5 de marzo se observa que el R^2, tuvo para un valor de 0.63. La RMSD tuvo un valor de 1.3551, el cual es menor que las desviaciones estándar observada y predicha (2.1683 y 2.1080 respectivamente), estas dos últimas tuvieron una diferencia de 2.5% por lo que el nivel de capacidad del modelo es aceptable. El índice de concordancia, I, entre lo observado y lo predicho resultó de 0.88 para este día. Para el día 6 de marzo la R^2 tuvo un valor de 0.43, y la RMSD un valor de 1.1855, este último valor fue menor que el de las desviaciones estándar observada y predicha (1.5693 y 1.1098 respectivamente), por lo que el nivel de capacidad predictiva del modelo es aceptable pero no como en el día 5 de marzo, ya que la diferencia entre las desviaciones estándar fue de 40%. El índice de concordancia, I, resultó de 0.77 para este día. Para ambos días, la media de las velocidades predichas es muy parecida a la de las velocidades observadas.

Continuando con la evaluación del modelo CALMET, se presentan los estadísticos aplicados anteriormente para cada estación en la Tabla D.2 del Anexo D. Para el día 5 de marzo, es notorio que R^2 es superior a 0.75 en todas las estaciones, la RMSD es menor en la mayoría de las estaciones a las desviaciones estándar observada y predicha con excepción de la estación Hangares, lo cual se puede deber a ciertas irregularidades del terreno en el nodo de la malla donde se localiza dicha estación. El I es mayor a 0.7 en todas las estaciones. En la misma tabla, el día 6 de marzo, R^2 baja en todas las estaciones, estando entre 0.4 y 0.93. La RMSD también tiene un comportamiento irregular ya que en algunas estaciones es mayor a las desviaciones estándar y en otras no. El índice de concordancia también varía estando entre 0.15 y 0.96.

En cuanto a la evaluación del modelo CALGRID, se presentan en la Tabla D.3 del Anexo D, los estadísticos aplicados de manera global a las estaciones de monitoreo de PM. En primer lugar se analizan los resultados obtenidos el día 5 de marzo de 1997. Para $PM_{2.5}$, la R^2 resultó de 0.3183, Figura 4.23(a), la RMSD (40.63) fue mayor que las desviaciones estándar

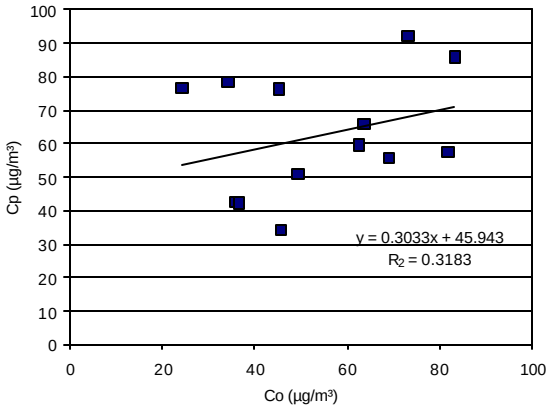
observada y predicha (38.63 y 17.38 respectivamente) y las desviaciones estándar fueron muy diferentes, por lo que el modelo tuvo una desempeño pobre. El I resultó de 0.028. La diferencia entre las medias de las concentraciones observadas y predichas fue de 0.26%. Para PM_{10} de IMADA este mismo día, el R^2 fue de 0.3024, Figura 4.23 (b), la RMSD resulta de 184.0 y es mayor que las desviaciones estándar observadas y predichas (118.12 y 108.89 respectivamente) lo cual indica que el nivel de capacidad del modelo es pobre, I resultó de 0.106, y la diferencia entre las medias de las concentraciones observadas y predichas fue de 93%. Para PM_{10} de RAMA, R^2 resultó de 0.4988 Figura 4.23(c), la RMSD (152.10) fue menor que las desviaciones estándar observada y predicha (190.11 y 165.47 respectivamente, con 15% de diferencia entre ellas) por lo tanto, para esta fracción y base de datos la capacidad predictiva del modelo es buena. El I resultó de 0.797 y la diferencia entre los promedios de las concentraciones observadas y predichas es de 36 $\mu g/m^3$.

El día 6 de marzo de 1997, se analiza en la misma tabla D.3. Para $PM_{2.5}$, R^2 resultó de 0.3400, Figura 4.24 (a), la RMSD resultó de 16.35 y fue mayor que las desviaciones estándar observada y predicha (16.01 y 6.55 respectivamente) por lo que el modelo tuvo una desempeño pobre. El I resultó de 0.011. La diferencia entre los promedios de las concentraciones observadas y predichas fue de 6.7 %. Para PM_{10} de IMADA, R^2 fue de 0.3060, Figura 4.24 (b), la RMSD resultó de 85.73, que fue menor que las desviaciones estándar observadas y predichas (62.57 y 47.52 respectivamente) indicando ello que el nivel de capacidad del modelo es aceptable, I resultó de -0.001, y la diferencia entre las medias de las concentraciones observadas y predichas fue de 58%. Para PM_{10} de RAMA, R^2 resultó de 0.4228 Figura 4.24(c), la RMSD de 69.02, fue mayor que las desviaciones estándar observada y predicha (62.77 y 63.77 respectivamente con una diferencia de aproximadamente 1.5% entre ellas). I, resulta de 0.685 y la diferencia entre las medias de concentraciones observadas y predichas es de 31 $\mu g/m^3$. Las diferencias entre los parámetros estadísticos de IMADA y de RAMA para la fracción PM_{10} en ambos días se puede explicar cuando se recuerda que IMADA tuvo diferentes métodos de medición que los empleados por RAMA (ver sección 3.1). Para conocer la relación entre estas bases de datos, se calculó el índice de concordancia para el 5 de marzo y para el 6 de marzo. El I del día 5 fue de 0.34 y el I del día 6 fue de 0.25, por lo que en la medida que el índice se aproxime a 1, los estadísticos de IMADA se parecerán

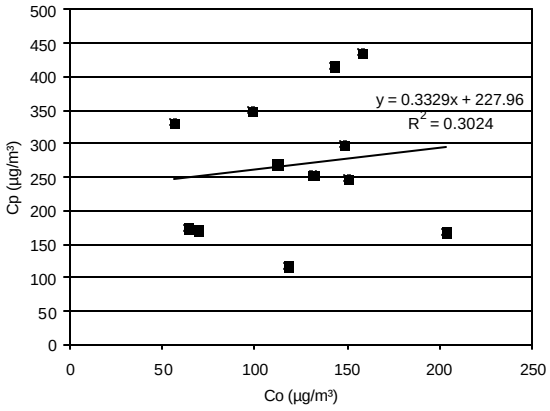
cada vez más a los de RAMA. Se observa que el desempeño de CALGRID es mejor el 5 de marzo que el 6 de marzo, entre otras causas debido a que los desempeños de CALMET guardan relación directa con los resultados de transporte y dispersión del modelo.

La evaluación del modelo CALGRID aplicada de manera individual a las estaciones de la RAMA se presenta en la Tabla D.4 del Anexo D. En el día 5 de marzo de 1997, el R^2 tuvo valores altos, estando entre 0.73 (CES) y 0.89 (PED), el más bajo fue de 0.0018 (LVI). La RMSD sólo fue menor que las desviaciones estándar observada y predicha en las estaciones CES, PED, TLA, TLI y VIF y en estas mismas estaciones se presentaron también los I mejores (0.86, 0.95, 0.7, 0.89 y 0.94 respectivamente) por lo que se puede afirmar que el modelo tuvo buena capacidad predictiva en esos lugares. Para el día 6 de marzo los R^2 mejores se obtuvieron en MER (0.80) y PED (0.85). La RMSD sólo fue menor que las desviaciones estándar observada y predicha en las estaciones PED y TLA que tuvieron un I de 0.94 y 0.82 respectivamente.

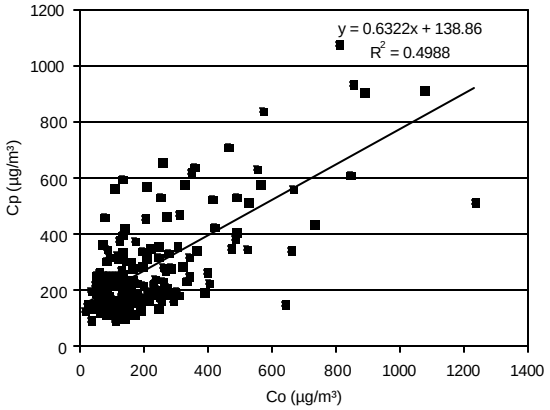
Finalmente, CALGRID se evaluó de forma individual en tres estaciones de IMADA (CES, MER y XAL) para las fracciones $PM_{2.5}$ y PM_{10}, véase Tabla D.5 del Anexo D. En general, el coeficiente R^2 mejoró de manera individual para la mayoría de las estaciones que considerándolas en conjunto. El día 5 de marzo la fracción $PM_{2.5}$ tuvo los mejores R^2 (0.65 a 0.96), MER tuvo la única RMSD (3.76) menor que sus desviaciones estándar observada y predicha (19.19 y 17.97 respectivamente) y también tuvo el mejor I junto con los promedios observado y predicho más similares. Para la fracción PM_{10} en este mismo día, se tuvo el mejor R^2 en MER, sin embargo la RMSD fue mayor en todas las estaciones que sus desviaciones estándar observadas y predichas por lo que la capacidad predictiva del modelo fue pobre. El día 6 de marzo, la fracción $PM_{2.5}$ en XAL tuvo la mejor R^2 (0.76) y la más baja la tuvo CES (0.0652). La RMSD no fue menor en ninguna de las estaciones que sus desviaciones estándar observada y predicha. XAL tuvo el mejor I (0.23), seguido por MER (0.22). Para la fracción PM_{10} este mismo día, el rango de R^2 fluctuó entre 0.49 y 0.77, únicamente XAL tuvo la RMSD menor que sus desviaciones estándar observada y predicha. Para las tres estaciones el I estuvo en el rango de 0.65 y 0.96, por lo que atendiendo a estos dos parámetros se puede afirmar que el modelo tuvo un buen desempeño predictivo en esta fracción y día.



(a)

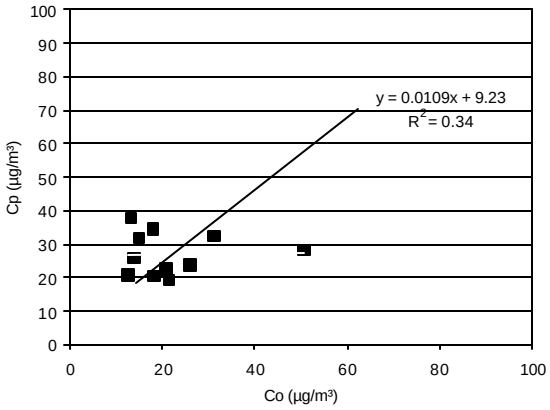


(b)

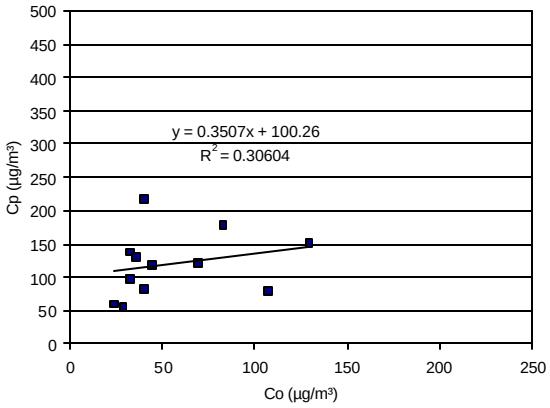


(c)

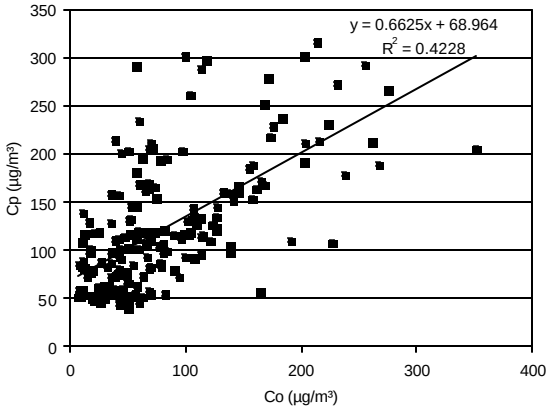
Figura 4.23. Concentraciones predichas vs. concentraciones observadas. Resultados para el día 5 de marzo de 1997 (a) $PM_{2.5}$ contra IMADA, (b) PM_{10} contra IMADA y (c) PM_{10} contra RAMA



(a)



(b)

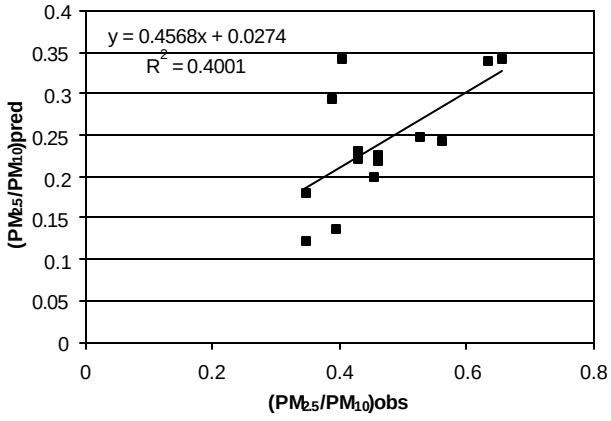


(c)

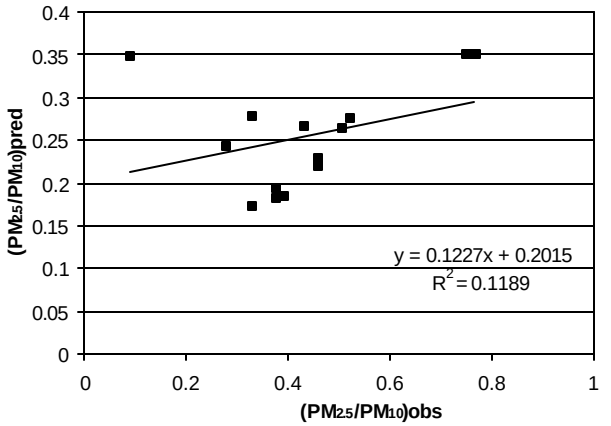
Figura 4.24. Concentraciones predichas vs. concentraciones observadas. Resultados para el día 6 de marzo de 1997 (a) $PM_{2.5}$ contra IMADA, (b) PM_{10} contra IMADA y (c) PM_{10} contra RAMA.

4.3.6 Relaciones de $PM_{2.5}$-PM_{10}

Para los días modelados se realizaron los cocientes de concentraciones $PM_{2.5}/PM_{10}$ predichos y se les comparó con los observados. La figura 4.25 muestra el coeficiente R^2 entre estos cocientes. Para el día 5 de marzo, R^2 resultó de 0.40, mientras que para el día 6 de marzo este mismo parámetro bajó a 0.11. A manera de resumen se muestran en la Figura 4.26 las concentraciones observadas y las concentraciones predichas de $PM_{2.5}$ y PM_{10} para los dos días modelados. Nótese que las concentraciones altas de PM_{10}, debidas a eventos erosivos, van acompañadas de concentraciones altas de $PM_{2.5}$, lo cual ya ha sido observado por Haller et al. (1998), el modelo de erosión propuesto por Saxton e implementado en EMIT, muestra la reproducción fiel de la tendencia observada para casi todas las estaciones de monitoreo.

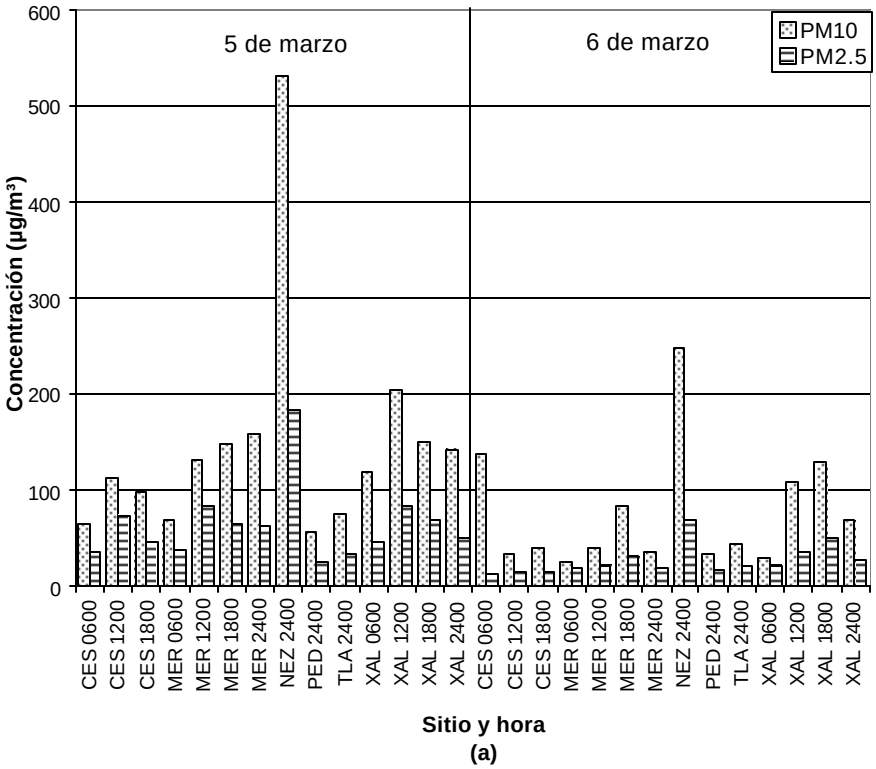


(a)



(b)

Figura 4.25. Cocientes $PM_{2.5}/PM_{10}$ predichos vs. observados para los dos días modelados (a) 5 de marzo de 1997, (b) 6 de marzo de 1997.



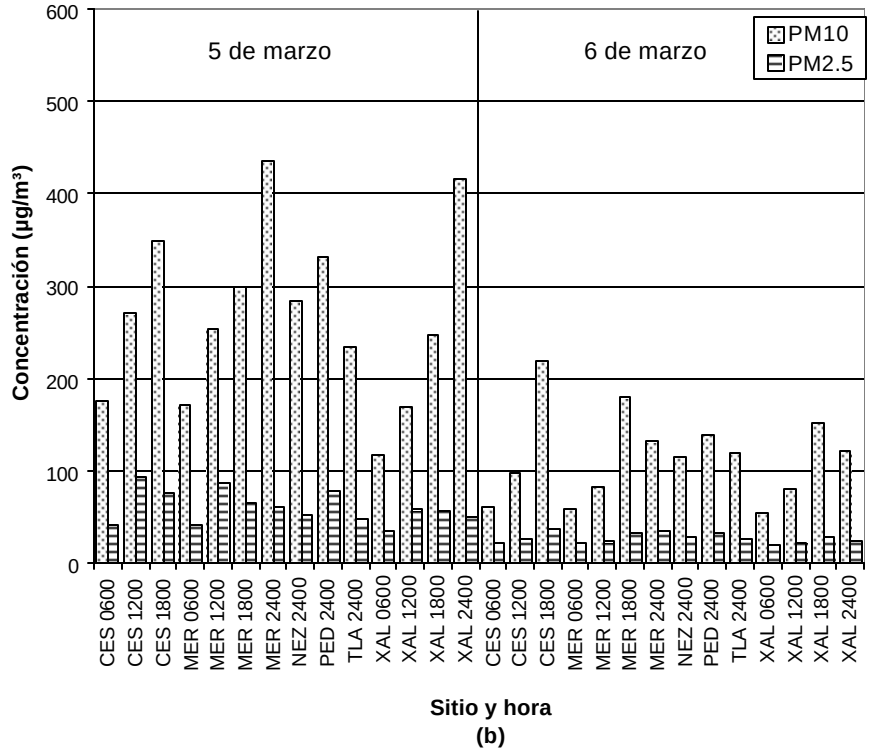


Figura 4.26. Comparación de concentraciones de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en la campaña IMADA para los días 5 y 6 de marzo de 1997. (a) Observadas, (b) Predichas. Obsérvese que las concentraciones de PM_{10} altas tienen asociadas concentraciones de $PM_{2.5}$ altas también.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Se condujeron estudios de modelación de transporte y dispersión de $PM_{2.5}$ y PM_{10} para dos días contrastantes de invierno de 1997. El primer evento, 5 de marzo de 1997, fue el más contaminado por PM, mientras que el segundo, 6 de marzo de 1997 fue el más limpio de este contaminante. El dominio de estudio fue de mesoescala y comprendió 135 km en la dirección este por 160 km en la dirección norte, lo cual permitió no sólo incluir a la ZMCM sino regiones distantes como el estado de Hidalgo.

Las emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} de las categorías del inventario de emisiones del día 5 de marzo fueron mayores que las del 6 de marzo en las siguientes razones: caminos no pavimentados: 1.97 veces, caminos pavimentados, 1.69 veces y fuentes puntuales y móviles 1.69 veces. Las emisiones de PM_{10} provenientes de suelos desnudos del día 5 de marzo fueron mayores 15 veces que las del 6 de marzo, debido a que la fuerza eólica fue también mayor éste día sobre todo en la segunda mitad.

Las emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} en caminos pavimentados pueden considerarse sólo una aproximación, ya que es necesario determinar la carga de material que puede suspenderse en las condiciones de las calles de la ZMCM. Dado que el valor de esta carga de material puede mostrar variaciones estacionales es necesario determinarlo en varias épocas del año. Las emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} en caminos no pavimentados, tienen una incertidumbre muy grande debido a que es necesario determinar el porcentaje de material que puede suspenderse y el contenido de humedad de los caminos no pavimentados. Además, estos valores son muy sensibles al estimado del recorrido de los vehículos en caminos no pavimentados en la ZMCM. Puesto que los factores de emisión para las $PM_{2.5}$ en caminos pavimentados y caminos no pavimentados son de calidad inferior a los factores de emisión para PM_{10}, existe incertidumbre en estas categorías en el inventario de emisiones de $PM_{2.5}$. No obstante la incertidumbre presentada en los valores estimados, se puede concluir que una de las principales fuentes de emisión de partículas es la suspensión de polvos en caminos no pavimentados.

Ambos episodios modelados tuvieron vientos con componentes importantes del noreste, lo que provocó que las zonas de concentración fueran desplazándose desde el noreste hacia el suroeste. En ambos días, las concentraciones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} en la zona de estudio fueron en aumento desde primeras horas de la mañana hasta las 12:00 horas, después continuaron haciéndolo de forma más pronunciada hasta las 19:00 horas y decayeron hacia el final del día. El patrón de concentraciones observado anteriormente sugiere que éste guarda una relación estrecha con el ritmo de actividad en la ZMCM y las emisiones generadas por las fuentes consideradas en el inventario de emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} las cuales fueron: fuentes móviles, fuentes puntuales, caminos pavimentados y caminos no pavimentados. Las concentraciones altas de PM se presentaron el día 5 de marzo cuando las alturas de la capa de mezclado son mínimas, menos de 1000 m, las concentraciones de PM del día 6 de marzo fueron menores cuando sus alturas de mezclado fueron mayores a las del día anterior.

Por primera vez se implementó una metodología basada en una ecuación empírica de erosión para la obtención de las emisiones de PM_{10} de suelos. Con dicha metodología se obtienen las emisiones de forma horaria con base en los parámetros geofísicos de los suelos presentes en todo el dominio de estudio incluyendo los de la ZMCM y la fuerza erosiva del viento del día modelado, por lo que se pueden describir mejor los fenómenos erosivos en la CCM y cuantificar de forma más precisa el aporte de estas emisiones al inventario de emisiones de PM_{10}. Asimismo esta metodología tiene dos importantes papeles: el primero predictivo, mediante el cual se pueden implementar planes de prevención de exposición de la población a las PM_{10} durante eventos de viento alto y segundo, mediante la evaluación de escenarios para implementar planes de abatimiento de la erosión eólica como son la reforestación en los sitios críticos.

La principal dificultad en la obtención de las emisiones erosivas fue no contar con una información completa de los parámetros erosivos de los suelos en la región de estudio, por lo que es imprescindible se hagan caracterizaciones y pruebas de campo de estos suelos en la CCM y regiones aledañas para cuantificar mejor las emisiones erosivas.

El nivel de desempeño logrado con el sistema de modelación CALMET/EMIT/CALGRID en la predicción del transporte y dispersión de PM sobre la CCM para ambos días modelados, es aceptable en ambos días. El desempeño del modelo CALMET en los campos meteorológicos en la superficie fue mejor el día 5 de marzo que el día 6, tanto globalmente como considerando las estaciones meteorológicas aisladas. El desempeño obtenido con CALGRID es también mejor el 5 de marzo que el 6 de marzo, entre otras causas debido a que los desempeños de CALMET guardan relación directa con los resultados de transporte y dispersión del modelo. El pobre desempeño en estaciones de medición de PM aisladas se puede deber tanto a no homogeneidades del terreno como a incertidumbres en el inventario de emisiones.

Se trabajo con dos bases de datos observados de PM: IMADA que comprende mediciones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} realizadas en intervalos de 6 y 24 horas, y RAMA que comprende mediciones de PM_{10} realizadas de forma horaria. Puesto que no se contó con datos de $PM_{2.5}$ cada hora sino sólo cada seis, existe incertidumbre sobre el comportamiento de las emisiones en esos intervalos. La diferencia encontrada entre los datos de IMADA y de RAMA en las concentraciones de PM_{10}, se debió a los diferentes equipos y métodos de medición empleados.

En un futuro trabajo de investigación se recomienda aumentar la resolución de la malla de modelación a 1 km² para obtener las emisiones y el patrón de transporte y dispersión de PM de una forma más definida y precisa. Finalmente se propone aumentar la extensión del inventario de emisiones de PM, ya que el utilizado sólo abarcó el 21.4 % de la extensión del dominio de estudio y existen emisiones sin tomar en cuenta en el resto del área.

Apéndice A. Metodología utilizada en la elaboración de los inventarios de emisiones $PM_{2.5}$ y PM_{10}, en las categorías caminos pavimentados y caminos no pavimentados.

Caminos Pavimentados. Varios estudios de campo han encontrado que las calles públicas y las carreteras, así como los caminos de acceso a las industrias pueden constituir una fuente importante de partículas en ciertas áreas. De interés particular en muchas partes de los Estados Unidos es el incremento en estas emisiones en las calles públicas, cuando se rompe el equilibrio entre los procesos de que generan la sedimentación y los procesos de remoción. Esta situación puede ocurrir por varias razones, entre las que se incluyen el arrastre de sitios en construcción cercanos, la erosión eólica en áreas no estabilizadas cercanas o la erosión provocada por corrientes de agua en esas mismas áreas. Cuando no ocurre alguno de estos procesos la carga de material de las calles llega a un valor de equilibrio en el que la cantidad de material suspendido iguala a la cantidad de material sedimentado. El valor de equilibrio depende de varios factores y se cree que los más importantes son: la velocidad media de los vehículos que recorren las calles, el tráfico diario promedio, la cantidad de carriles, la fracción de vehículos pesados que transitan por las calles y la presencia de guarniciones, banquetas y lugares de estacionamiento.

Los factores más importantes a tomarse en cuenta en las emisiones de partículas son la carga de material que puede suspenderse y el peso promedio de los vehículos que transitan los caminos. El término de material que puede suspenderse se refiere a la masa de material con menos de 75 µm de diámetro por unidad de área de camino. La carga de material que puede suspenderse, conocido como sL, se determina como la fracción de todo el material depositado en el camino que pasa a través de una malla 200 con el método ASTM-C-36. El total del material depositado en el camino se obtiene por barrido y aspirado a vacío.

La cantidad de emisiones por el tráfico de vehículos en un camino pavimentado puede estimarse utilizando la siguiente expresión empírica:

$$E = k\,(sL/2)^{0.65}\,(W/3)^{1.5} \qquad (A.1)$$

En donde:

E = factor de emisión (en las mismas unidades de k)
K = factor de emisión base para cierto tamaño de partícula
sL= carga de material que puede suspenderse (g/m^2)
W = peso promedio de loa vehículos (ton)

Es importante notar que la ecuación A.1 necesita el peso promedio de todos los vehículos que transitan el camino. Dicho más específicamente, la ecuación A.1 no está desarrollada para calcular un factor de emisión separado para cada tipo de vehículo sino para proporcionar un factor de emisión representativo de la flota promedio que transita un cierto camino.

El factor de emisión base k varía con el diámetro aerodinámico como se muestra en la Tabla A.1, para determinar las emisiones para un determinado tamaño de partícula se debe usar el valor apropiado de la misma tabla.

Tabla A.1. Factores de emisión base (gramos/kilómetro)

Diámetro de partícula	Factor de emisión base (g/km)
$PM_{2.5}$	1.1
PM_{10}	4.6

La ecuación A.1 está basada en un análisis de regresión de numerosas pruebas de emisión, incluyendo 65 pruebas para PM_{10}. Estas pruebas se efectuaron tanto en calles públicas como en caminos de acceso controlado. Las pruebas se efectuaron en vehículos a velocidad constante, en caminos relativamente nivelados. No se han hecho pruebas de paro y arranque para este tipo de emisiones (EPA, 1997). La relación de las emisiones de $PM_{2.5}$ a PM_{10} fue obtenida de por el Instituto de Investigaciones del Medio Oeste. La ecuación A.1 proporciona factores emisión de calidad A para las partículas PM_{10} y de calidad B para las partículas $PM_{2.5}$.

Aunque es recomendable que se utilicen valores determinados experimentalmente de la carga de material que puede suspenderse, la Tabla A.2 muestra los valores más comunes que se tienen en caminos públicos pavimentados. Los valores mostrados para condiciones extremas se refieren a condiciones posteriores al invierno en los Estados Unidos, dado que muchas de las estrategias de control de nieve utilizan materiales que provocan emisiones de partículas. Para el caso de la ZMCM se utilizaran los valores de la Tabla A.2 para condiciones normales.

Tabla A.2. Valores recomendados de carga de material que puede suspenderse (sL g/m^2)

	Caminos con tránsito intenso [a]	Caminos con tránsito escaso [b]
Condiciones normales	0.1	0.4
Condiciones extremas[c]	0.5	3

[a] Se excluyen caminos con acceso controlado.

[b] Caminos con cuando menos 5,000 vehículos por día.

[c] Condiciones posteriores a tormentas invernales o lugares con alto arrastre de partículas hacia los caminos.

Los valores de sL en condiciones normales van de 0.01 a 1 para caminos con tránsito intenso y de 0.06 a 6.8 para caminos con tránsito escaso. Por lo tanto, si se usan los valores por defecto mostrados en la Tabla A.2 se obtendrá sólo una estimación del orden de magnitud de las emisiones. Para la ZMCM se tomó un valor de 0.2 para sL.

El peso promedio de la flota de vehículos de la ZMCM se estimó tomando en cuenta el recorrido determinado conciliando el consumo de combustibles de la ZMCM con el recorrido promedio de los vehículos (Gasca, J., 2000) y los pesos promedio de los diferentes tipos de vehículos de la ZMCM como se muestra en la Tabla A.3.

Los factores de emisión de PM_{10} y $PM_{2.5}$ para la ZMCM se calcularon con todas las consideraciones mencionadas en los párrafos anteriores y utilizando la ecuación A.1. Estos factores de emisión se muestran en la Tabla A.3. Al tomar la consideración de que el 99% del recorrido total de los vehículos en la ZMCM que se muestra en la Tabla A.3 se hace en caminos pavimentados y utilizando los factores de emisión reportados en la Tabla A.4 se obtienen las emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} reportadas también en la Tabla A.4.

Tabla A.3. Estimación del peso promedio de la flota de vehículos de la ZMCM.

Tipo de Vehículo	Recorrido del total vehículos (km/día)	Porcentaje del recorrido	Peso (ton)	Contribución en peso (ton)
Autos particulares	93,840,129	0.68	1.2	0.8147
Taxis	10,748,018	0.08	0.85	0.0661
Combis y microbuses	10,352,289	0.07	2.5	0.1872
Pick-up	2,194,513	0.02	2.5	0.0397
Camión de Carga	13,478,675	0.10	3.275	0.3194
Autobuses (incluye R- 100)	795,798	0.01	5.1	0.0294
Carga de más de dos ejes	6,810,953	0.05	5.1	0.2513
TOTAL	138,220,375			1.7078

Tabla A.4 Factores de emisión por suspensión de polvos y emisiones de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en caminos pavimentados.

Diámetro de partícula	Factor de emisión (g/km)
$PM_{2.5}$	0.1027
PM_{10}	0.4295

Caminos No Pavimentados. Cuando un vehículo viaja en un camino no pavimentado, la fuerza de las ruedas sobre la superficie del camino causa la pulverización del material de la carretera. Las partículas que se forman son arrastradas y arrojadas por las llantas y por las corrientes de aire turbulentas y cortantes que el vehículo produce en la superficie del camino. La onda turbulenta que produce el vehículo continúa actuando en la superficie del camino después de que el vehículo ha pasado.

La cantidad de emisiones de partículas para un determinado segmento de camino no pavimentado varía linealmente con el volumen de tráfico. También varían casi linealmente con el porcentaje de material que puede suspenderse, denominado s. En la Tabla A.5 se muestran los valores de s promedio que se han medido en caminos públicos no pavimentados.

Tabla A.5. Valores típicos de la carga de material que puede suspenderse en caminos públicos no pavimentados.

Tipo	Material de la superficie	Número de sitios	Número de muestras	Carga de material que puede suspenderse (%)
Caminos de acceso público	Material local compactado	8	24	11

Debido a que el valor de s puede variar en dos órdenes de magnitud el valor de las emisiones aquí calculado debe considerarse como una estimación preliminar dado que se tomó el valor promedio de la Tabla A.5.

La ecuación A.2 es la expresión empírica que resulta del ajuste de casi 300 pruebas de campo en superficies no pavimentadas. Estas pruebas se desarrollaron para medir las emisiones de PM_{10} y partículas suspendidas totales. Para el caso de las emisiones de $PM_{2.5}$ se escalaron los valores de unas pocas pruebas. Por lo tanto, de manera similar a lo que sucede para los caminos pavimentados la calidad de los factores de emisión obtenidos para $PM_{2.5}$ es inferior a la calidad de los factores de emisión para PM_{10}.

$$E = k_1 (s/12)^a (W/3)^b /((M/0.2)^c) \quad (A.2)$$

En donde k1, a, b y c son constantes empíricas cuyos valores de dan en la Tabla A.6 y :

E = Factor de emisión específico para un tamaño de partícula dado.

s = Carga de material que puede suspenderse (%).

W = Peso promedio de la flota de vehículos.

M = Contenido de humedad del material de la superficie del camino.

Las características s, W y M son parámetros de corrección a las condiciones locales.

Considerando que el 1% del recorrido total de los vehículos se da en caminos no pavimentados en la ZMCM y que el contenido de humedad en los caminos es del 5% durante el mes de febrero se pueden obtener los factores de emisión y las emisiones mostradas en la Tabla A.7.

Tabla A.6 Constantes para la ecuación A.2.

Constante	$PM_{2.5}$	PM_{10}
k_1 (g/km)	107.12	732.94
a	0.8	0.8
b	0.4	0.4
c	0.3	0.3
Indicador de calidad	C	B

Tabla A.7 Factores de emisión por suspensión de polvos y emisiones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} en caminos no pavimentados.

Fracción	Factor de emisión (g/km)
$PM_{2.5}$	30.4
PM_{10}	207.8

Apéndice B. Series de Tiempo de PM

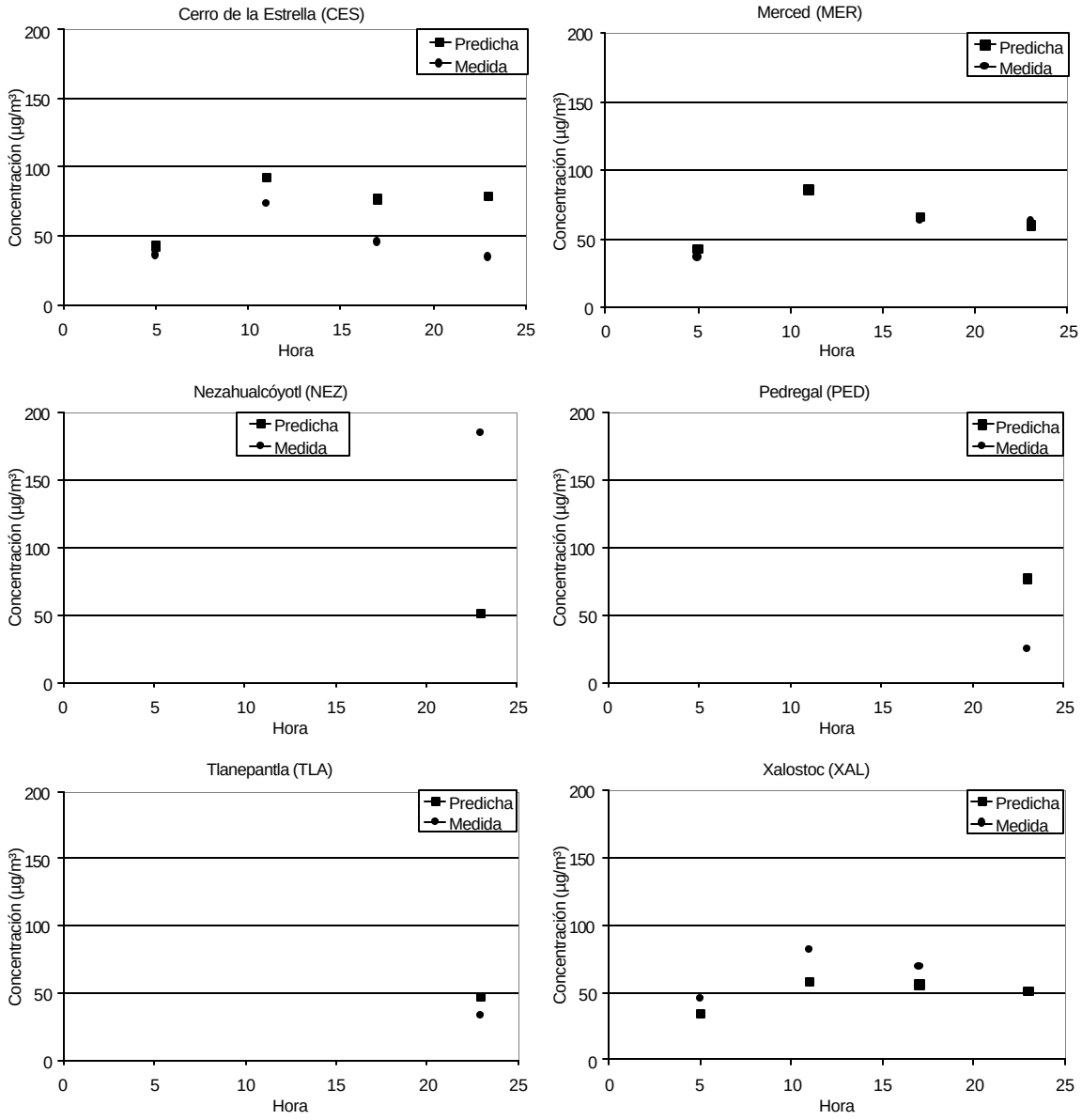


Figura B.1. Series de Tiempo $PM_{2.5}$ predichas y observadas el día 5 de marzo de 1997 en las seis diferentes estaciones de la Campaña de Monitoreo Atmosférico IMADA-1997.

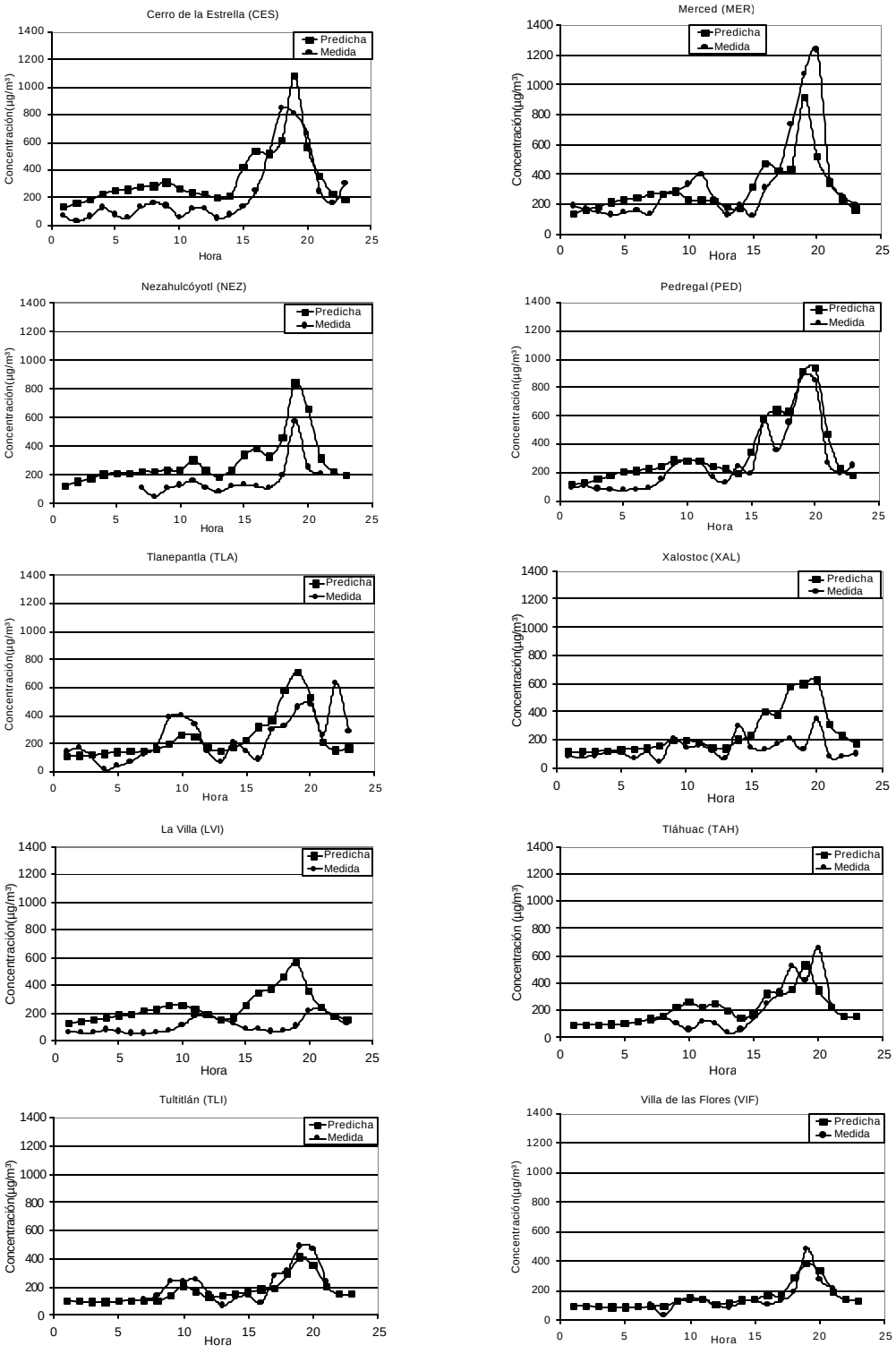


Figura B.2. Series de Tiempo PM_{10} predichas y observadas el día 5 de marzo de 1997 en las estaciones de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (R.A.M.A.).

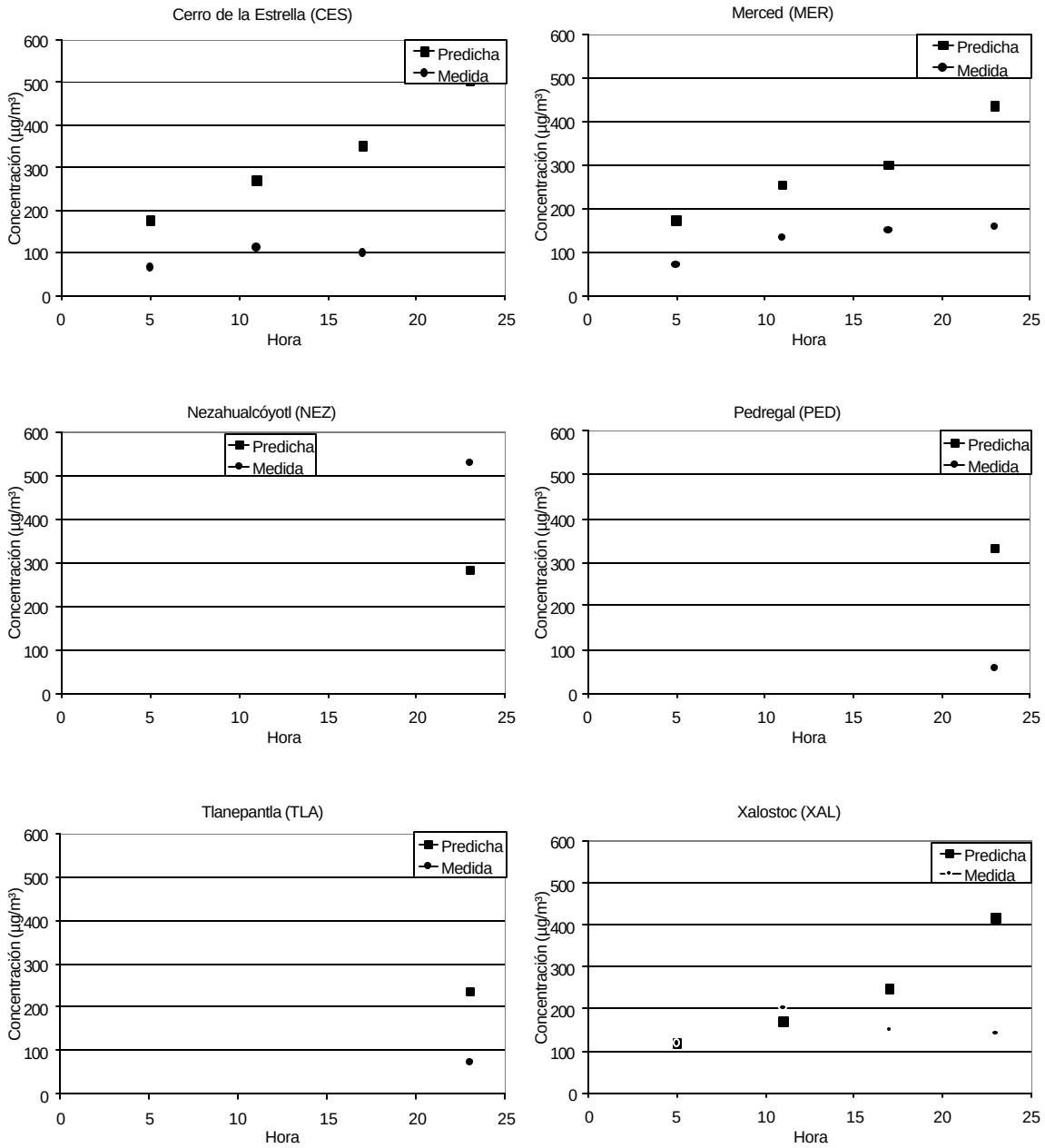


Figura B.3. Series de Tiempo PM_{10} predichas y observadas el día 5 de marzo de 1997 en las seis diferentes estaciones de la Campaña de Monitoreo Atmosférico IMADA-1997**.**

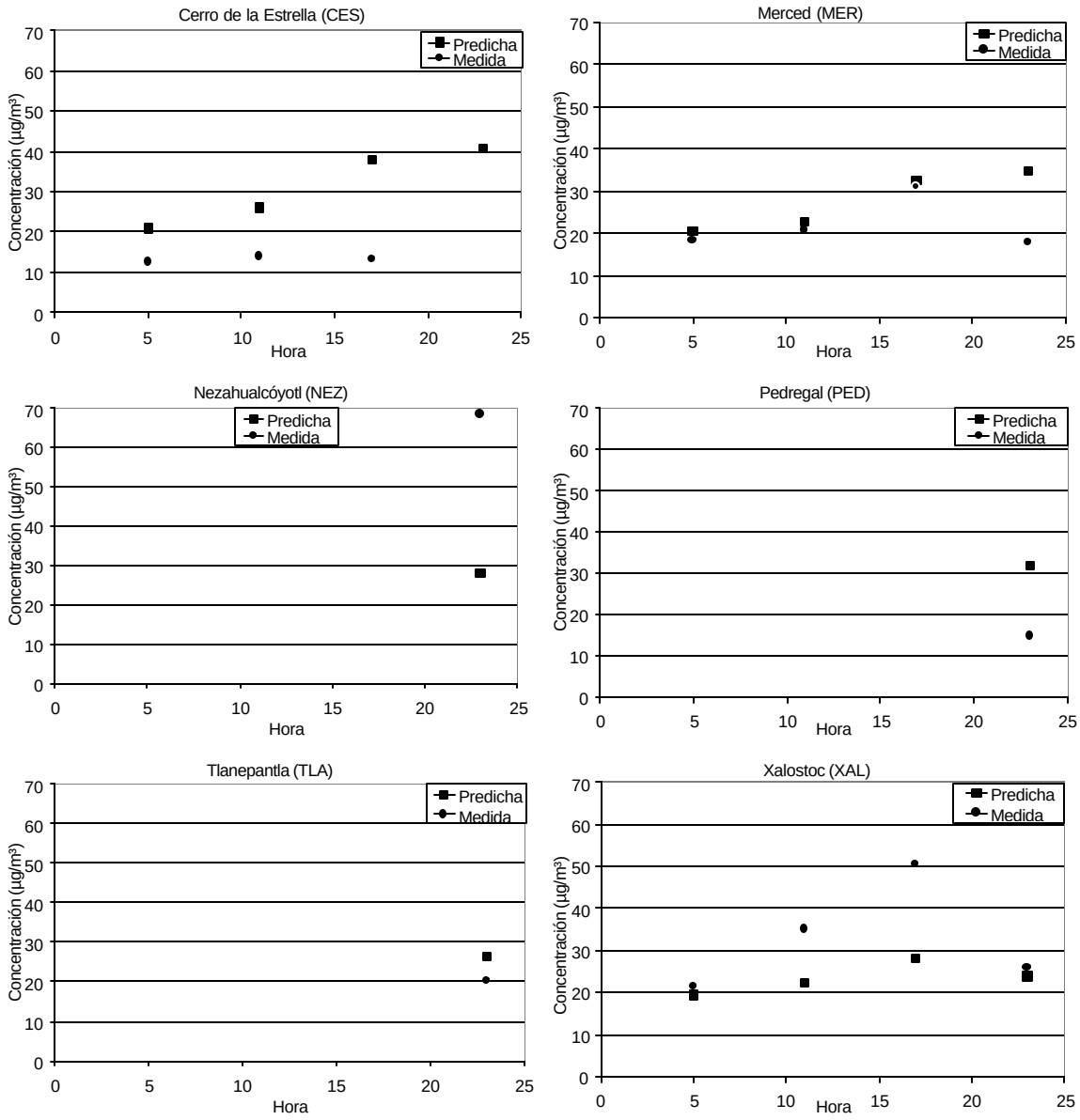


Figura B.4. Series de Tiempo $PM_{2.5}$ predichas y observadas el día 6 de marzo de 1997 en las seis diferentes estaciones de la Campaña de Monitoreo Atmosférico IMADA-1997.

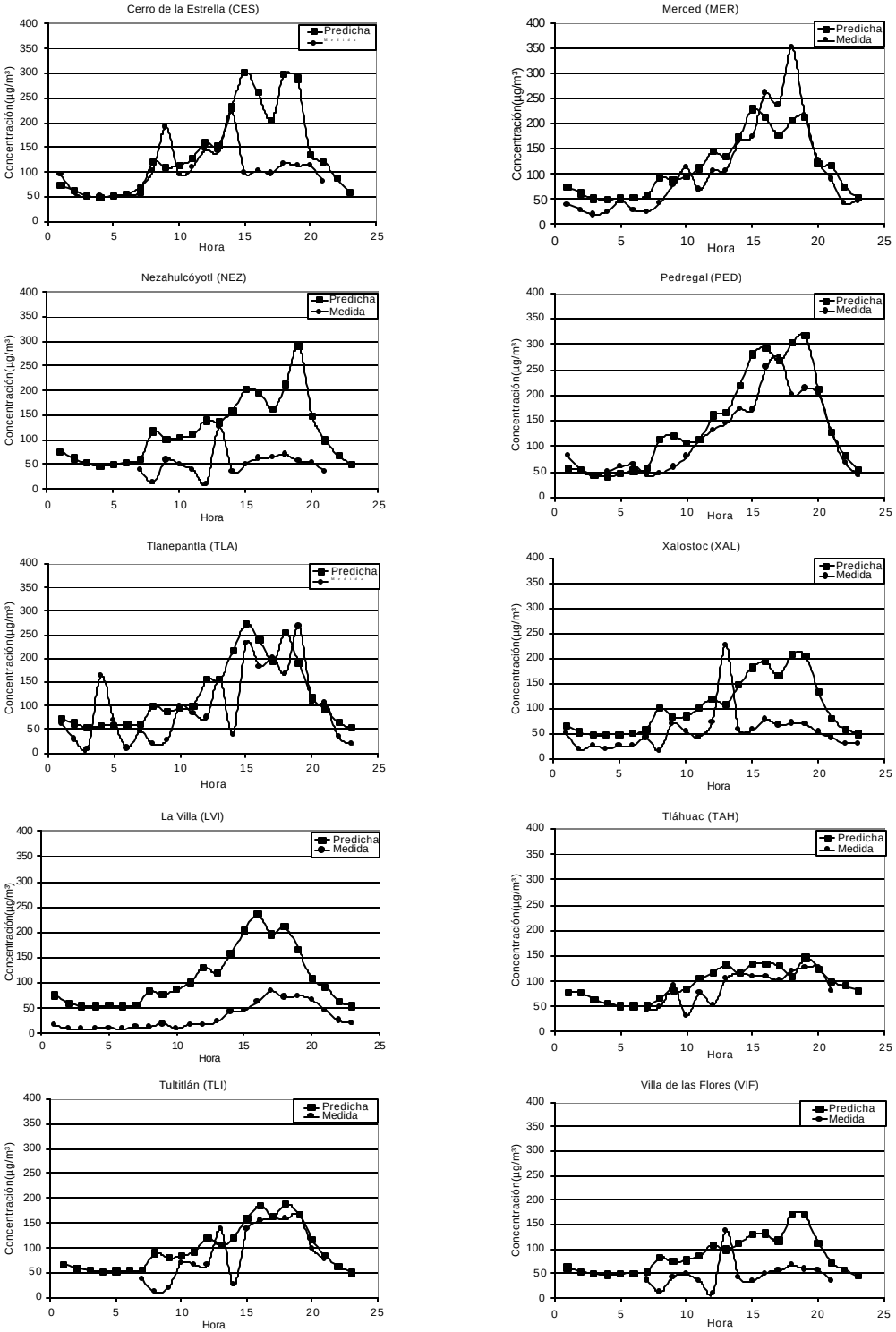


Figura B.5. Series de Tiempo de PM_{10} predichas y observadas el día 6 de marzo de 1997 en las estaciones de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (R.A.M.A.).

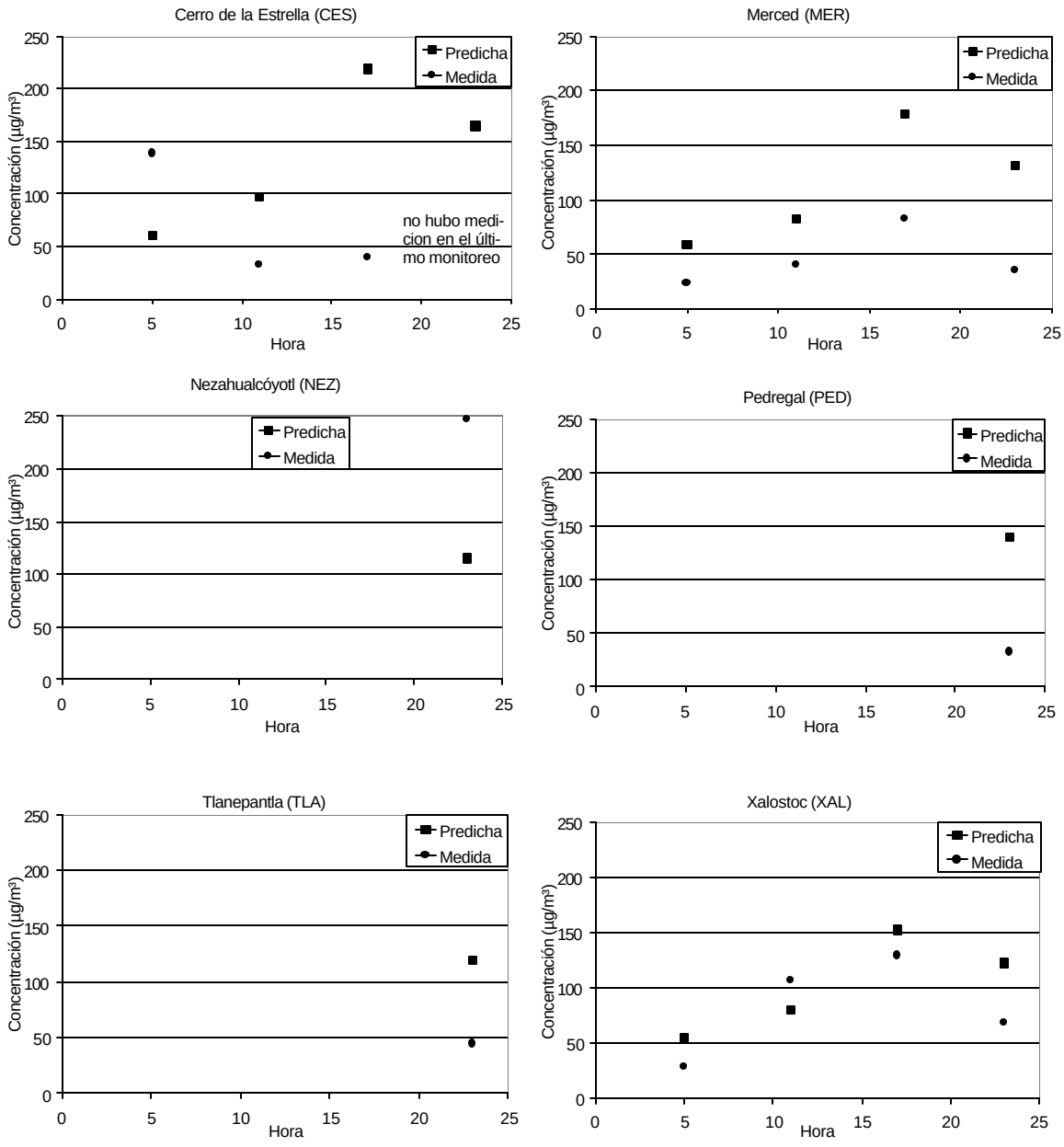


Figura B.6. Series de Tiempo PM_{10} predichas y observadas el día 6 de marzo de 1997 en las seis diferentes estaciones de la Campaña de Monitoreo Atmosférico IMADA-1997.

Apéndice C. Mapas de concentración promedio de 24 horas de los episodios modelados

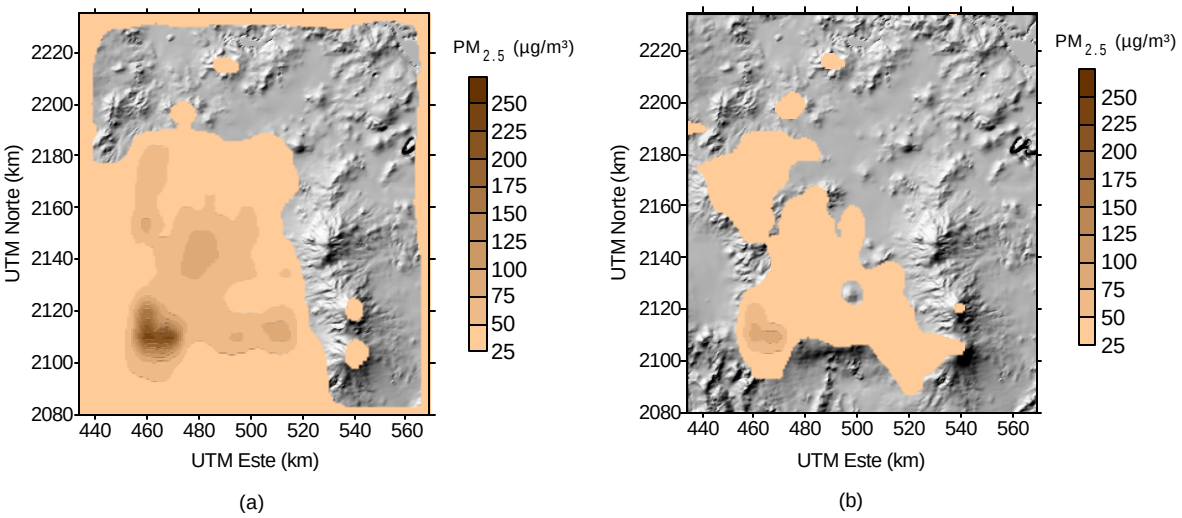


Figura C.1. Mapa de concentraciones $PM_{2.5}$ promedio de 24 horas (a) 5 de marzo de 1997. (b) 6 de marzo de 1997.

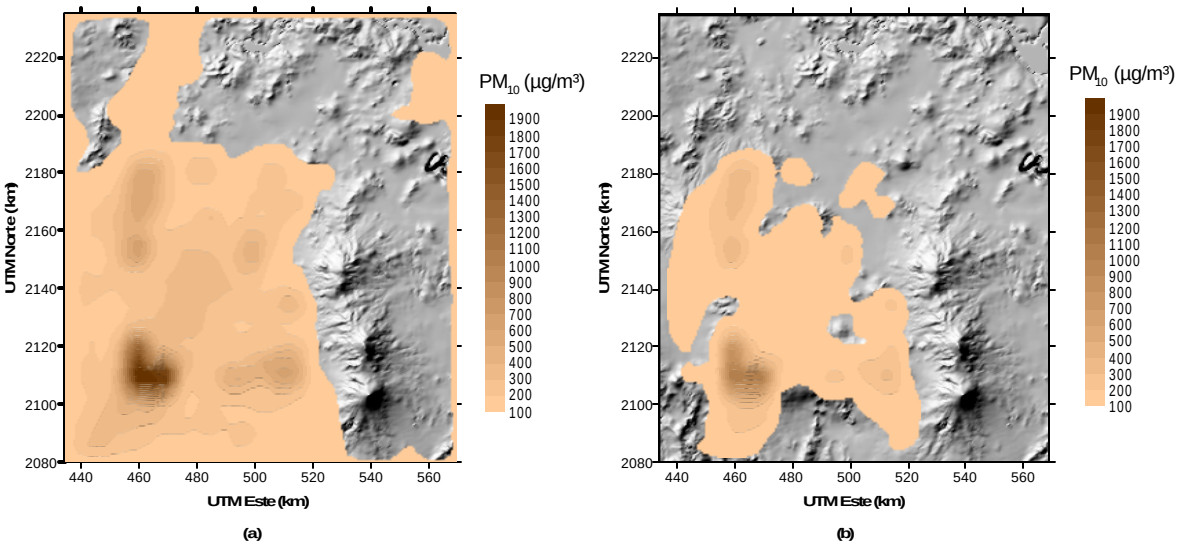


Figura C.2. Mapa de concentraciones PM_{10} promedio de 24 horas (a) 5 de marzo de 1997. (b) 6 de marzo de 1997.

Apéndice D. Tablas de Análisis Estadístico de los Modelos CALMET y CALGRID para los días modelados

Tabla D.1. Evaluación global del modelo CALMET.

Parámetro	**5 de marzo**		**6 de marzo**	
R^2	0.6387		0.4347	
RMSD	1.3551		1.1855	
I	0.8895		0.7788	
E	0.8248		0.4431	
B	0.3906		0.2028	
Velocidad (m/s)	**Observada**	**Predicha**	**Observada**	**Predicha**
Máximo	13.0890	8.1000	10.4000	6.4760
Sitio y hora	HAN 19	HAN 20	HAN 18	TEO 19
Mínimo	0.0000	0.0520	0.1895	1.0660
Sitio y hora	UNAM 7	TEO 7	UNAM 5	UNAM 4
Promedio	2.5793	2.5260	3.3814	3.2696
Desv.estándar	2.1683	2.1080	1.5693	1.1098

Tabla D.2. Evaluación del modelo CALMET para las estaciones individuales.

Estación	R^2	RMSD	I	E	B	Máx Pred.	Máx Obs.	Mín Pred	Mín Obs	Prom. Pred.	Prom. Obs.	Des.Est. Pred.	Desv.Est. Obs.
5 DE MARZO DE 1997													
CES	0.8719	1.7106	0.7413	1.1996	1.1746	7.23	3.29	0.56	0.10	2.5622	1.32	2.0999	1.0262
EAC	0.8119	0.7994	0.9455	1.8195	1.4573	5.46	5.28	0.20	0.03	2.5724	2.65	1.8732	1.7148
HAN	0.8122	2.5527	0.8254	0.2365	-0.2053	8.10	13.09	0.60	0.57	2.8257	4.27	2.1683	3.8902
MER	0.8056	1.4785	0.8173	0.6387	0.5806	8.10	4.64	0.60	0.41	2.8257	1.84	2.1683	1.3536
PED	0.8551	0.9406	0.9376	0.4200	-0.2722	7.29	6.20	0.12	0.58	2.2529	2.62	2.1829	1.7211
PLA	0.8650	0.8929	0.9450	0.9344	0.6253	7.22	5.12	0.16	0.09	2.5869	2.22	2.1674	1.7728
SAG	0.8523	1.0187	0.9322	0.4764	-0.1974	7.41	5.76	0.11	0.90	2.5060	2.61	2.3555	1.6724
tab	0.8009	1.5963	0.8718	0.4550	-0.2505	6.20	7.90	0.13	0.30	2.3597	3.44	1.9773	2.5872
TAC	0.7863	0.9553	0.9335	0.4364	-0.0929	6.94	5.79	0.05	0.52	2.5015	2.67	2.0757	1.8176
TEO	0.9549	0.4623	0.9835	1.0356	0.6459	5.68	5.96	0.25	0.01	2.3529	2.59	1.8988	1.7896
TLA	0.8862	0.9838	0.9377	0.3344	-0.3179	6.54	6.37	0.29	0.81	2.6292	3.34	2.0741	1.9278
XAL	0.9333	0.7839	0.9730	0.3789	-0.3023	7.46	7.47	0.11	0.54	2.6127	3.05	2.5354	2.3506
UNAM	0.9188	1.9287	0.7414	2.8003	2.8003	7.29	2.87	0.12	0.00	2.2529	0.81	2.1829	0.9374
6 DE MARZO DE 1997													
CES	0.7287	1.9066	0.5185	1.2510	1.2510	4.79	2.30	1.65	0.54	3.3215	1.51	0.9483	0.4311
EAC	0.5148	0.6646	0.7635	0.1752	0.0869	4.53	5.30	2.30	1.55	3.5462	3.43	0.5257	0.9356
HAN	0.8879	2.3133	0.7315	0.2899	-0.2899	5.58	10.40	1.55	1.96	3.7070	5.56	1.2603	2.5320
MER	0.4016	1.2559	0.5653	0.3686	0.2730	5.58	4.68	1.55	1.96	3.7070	2.91	1.2603	0.6120
PED	0.4270	0.7468	0.9055	0.2615	-0.1594	3.81	3.85	1.07	1.52	2.1608	2.56	0.8429	0.6222
PLA	0.5786	0.5257	0.9060	0.1643	-0.0179	4.31	4.04	1.42	1.72	2.8104	2.94	0.6868	0.7915
SAG	0.3881	0.7567	0.8365	0.1617	0.0236	5.66	5.23	2.42	2.54	3.9358	3.86	0.9756	0.7058
tab	0.5611	1.6419	0.1510	0.3508	-0.3508	3.83	5.60	1.85	3.20	2.9219	4.50	0.5928	0.6890
TAC	0.5004	0.7043	0.7030	0.1833	-0.1592	4.12	4.35	1.28	2.39	2.8416	3.37	0.6757	0.5262
TEO	0.9384	0.5302	0.9600	0.1349	-0.1182	6.48	7.08	1.13	1.52	3.3372	3.75	1.3181	1.3896
TLA	0.5384	0.5486	0.8947	0.1099	-0.0029	5.17	5.53	2.49	2.12	3.8669	3.94	0.6318	0.8155
XAL	0.5980	0.6722	0.9286	0.1355	0.0162	6.42	6.09	2.70	2.11	4.2079	4.21	1.0192	1.0202
UNAM	0.4678	1.5717	0.8520	2.4767	2.4767	3.81	1.75	1.07	0.19	2.1608	0.72	0.8429	0.3994

Tabla D.3. Evaluación global del modelo CALGRID

			día 5 de marzo de 1997			
Parámetro	**$PM_{2.5}$ IMADA**		**PM_{10} IMADA**		**PM_{10} RAMA**	**Parámetro**
R^2	0.3183		0.3024		0.4988	R^2
RMSD	40.63		184.00		152.10	RMSD
I	0.028		0.106		0.797	I
E	0.452		1.513		0.912	E
B	0.253		1.422		0.798	B
Concentración ($\mu g/m^3$)	**Observada**	**Predicha**	**Observada**	**Predicha**	**Observada**	**Predicha**	**Concentración ($\mu g/m^3$)**
Máximo	183.70	92.27	530.20	503.80	1233.00	1077.29	Máximo
Sitio y hora	NEZ 23	CES 11	NEZ 23	CES 23	MER 20	CES 19	Sitio y hora
Mínimo	24.24	34.45	56.37	117.33	17.00	87.78	Mínimo
Sitio y hora	PED 5	XAL 5	PED 23	XAL 5	TLA 4	VIF 4	Sitio y hora
Promedio	61.35	61.19	146.68	283.88	209.31	245.03	Promedio
Desv.estándar	38.63	17.38	118.12	108.89	190.11	165.47	Desv.estándar
			día 6 de marzo de 1997			
Parámetro	**$PM_{2.5}$ IMADA**		**PM_{10} IMADA**		**PM_{10} RAMA**	**Parámetro**
R^2	0.3400		0.3060		0.4228	R^2
RMSD	16.35		85.73		69.02	RMSD
I	0.011		-0.001		0.685	I
E	0.546		1.512		1.430	E
B	0.322		1.319		1.373	B
Concentración ($\mu g/m^3$)	**Observada**	**Predicha**	**Observada**	**Predicha**	**Observada**	**Predicha**	**Concentración ($\mu g/m^3$)**
Máximo	68.42	40.69	246.73	218.38	351.00	316.70	Máximo
Sitio y hora	NEZ 23	CES 23	NEZ 23	CES 17	MER 18	PED 19	Sitio y hora
Mínimo	12.45	19.38	23.71	55.40	7.00	40.52	Mínimo
Sitio y hora	CES 5	XAL 5	MER 5	XAL 5	LVI 6	PED 4	Sitio y hora
Promedio	26.00	27.75	74.90	118.38	79.75	110.79	Promedio
Desv.estándar	16.01	6.55	62.57	47.52	62.77	63.77	Desv.estándar

Tabla D.4. Evaluación del modelo CALGRID para las estaciones individuales de RAMA, fracción PM10.

Estación	R^2	RMSD	I	E	B	Máx Pred.	Máx Obs.	Mín Pred	Mín Obs	Prom. Pred.	Prom. Obs.	Des.Est. Pred.	Desv.Est. Obs.
5 DE MARZO DE 1997													
Todas	0.4988	152.1041	0.7972	0.9129	0.7985	1077.29	1233	87.78	17	245.03	209.31	165.48	190.11
CES	0.7325	164.6737	0.867	1.4818	1.409	1077.29	842	128.77	26	333.92	224.64	212.13	243.41
LVI	0.0018	179.1737	-0.6372	1.7053	1.7038	565.19	232	125.63	53	242.28	107.35	110.14	53.8
MER	0.6607	184.2053	0.8544	0.3613	0.1377	914.57	1233	132.64	118	297.42	329.35	170.77	295.37
NEZ	0.8245	200.7714	0.5619	1.3683	1.3683	840.2	570.87	188.18	47.39	346.55	164.19	176.42	123.81
PED	0.8904	104.8966	0.9545	0.5372	0.4939	935.32	884	113.51	75	341.39	270.39	237.47	231.54
TAH	0.5237	133.4319	0.7518	1.0174	0.9028	528.62	657.81	134.55	35.03	256.15	217.74	104	186.36
TLA	0.274	154.3371	0.7004	0.8341	0.549	711.5	638	113.62	17	240.82	236.26	161.66	161.49
TLI	0.7995	66.886	0.894	0.329	0.0134	409.47	486.45	101.49	67.39	193.63	221.59	89.71	128.6
VIF	0.8077	47.9727	0.9416	0.3069	0.2374	383.65	483.62	87.78	34.58	177.69	161.34	87.86	105.32
XAL	0.317	169.9233	0.346	0.9687	0.9361	624.88	349	112.73	45	243.57	135.09	160.53	73.59
6 DE MARZO DE 1997													
Todas	0.4228	69.0285	0.6855	1.4301	1.3732	316.71	351.00	40.53	7.00	110.79	79.75	63.78	62.77
CES	0.2349	81.1872	0.6456	0.4456	0.3649	301.77	223.00	48.25	50.00	137.71	102.97	85.73	44.70
LVI	0.6624	87.5217	-0.1432	4.0664	4.0664	235.15	83.00	52.22	7.00	107.22	29.43	58.71	24.99
MER	0.8090	43.8778	0.9207	0.5190	0.4282	229.18	351.00	48.44	19.00	114.69	106.00	60.60	89.61
NEZ	0.0555	113.1330	-1.0793	2.9696	2.9696	291.45	126.17	60.72	10.82	149.11	50.81	62.23	27.19
PED	0.8570	45.7955	0.9424	0.3079	0.2234	316.71	275.00	40.53	42.00	142.54	117.09	95.45	73.80
TAH	0.5839	28.1102	0.8215	0.3605	0.3304	145.90	127.00	50.83	32.00	108.70	89.20	27.76	32.10
TLA	0.5026	61.1659	0.8234	1.3040	1.1864	272.96	267.00	52.88	8.00	121.61	95.57	71.36	76.46
TLI	0.6702	42.2639	0.8399	1.1253	1.0932	188.99	167.43	56.53	11.17	120.93	92.61	42.25	56.17
VIF	0.0566	69.4294	-1.0559	2.0857	2.0477	170.41	138.55	54.37	10.29	106.70	48.55	33.84	29.54
XAL	0.1368	73.6143	0.1300	1.2778	1.2323	206.76	226.00	46.80	17.00	103.88	54.17	54.93	42.17

Tabla D.5. Evaluación del modelo CALGRID para las estaciones individuales de IMADA para $PM_{2.5}$ y PM_{10}

DIA	Estación	R^2	RMSD	I	E	B	Máx Pred.	Máx Obs.	Mín Pred	Mín Obs	Prom. Pred.	Prom. Obs.	Des.Est. Pred.	Desv.Est. Obs.
5 DE MARZO							**$PM_{2.5}$**							
	TODAS	0.3183	40.6330	0.0281	0.4527	0.2536	92.2753	183.7020	34.4546	24.2457	61.1970	61.3567	17.3813	38.6321
	CES	0.7819	28.9912	0.1346	0.6121	0.6121	92.2753	73.0460	42.6524	35.7298	70.4870	51.3143	21.0809	18.0200
	MER	0.9672	3.7606	0.9863	1.5950	0.0480	85.8913	83.2526	42.3808	36.4472	63.4778	61.3653	17.9702	19.1928
	XAL	0.6502	14.7948	0.6656	0.1911	-0.1732	57.7143	81.6778	34.4546	45.5556	49.3115	65.4088	10.5660	17.0270
							PM_{10}							
	TODAS	0.3024	184.0032	0.1064	1.5130	1.4223	503.802	530.206	117.335	56.378	283.884	146.686	108.895	118.127
	CES	0.5384	158.6179	-1.9037	1.4305	1.4305	349.856	111.567	175.151	63.712	264.869	91.216	139.178	24.716
	MER	0.7376	176.7752	-0.0033	4.7486	1.2945	435.639	157.859	171.734	69.247	289.693	126.688	110.502	39.818
	XAL	0.0691	146.5788	0.0553	0.6874	0.6023	247.943	202.841	117.335	117.667	178.061	156.868	130.780	35.849
6 DE MARZO							**$PM_{2.5}$**							
	TODAS	0.3400	16.3555	0.0114	0.3227	0.5469	40.6955	68.4277	19.3863	12.4565	27.7547	26.0022	6.5547	16.0167
	CES	0.0652	14.3985	-0.6774	0.8583	0.8583	40.6955	13.9020	20.9066	12.4565	28.2589	13.1622	9.4324	0.7234
	MER	0.1444	8.5487	0.2289	1.0564	1.8411	34.7071	30.9997	20.6835	17.9900	27.7020	21.9931	6.9949	6.1395
	XAL	0.7687	12.9457	0.2349	-0.2450	0.2450	28.2509	50.5443	19.3863	21.3770	23.2811	35.6598	3.7120	12.8596
							PM_{10}							
	TODAS	0.3024	85.7362	0.8242	1.5123	1.3190	218.3876	246.7383	55.4000	23.7166	118.3858	74.9005	47.5244	62.5762
	CES	0.40609	102.8236	0.6554	1.7720	1.4893	218.3876	138.0370	60.0011	32.3370	125.3562	70.0226	70.3528	59.0169
	MER	0.77464	73.1994	0.8179	4.8695	1.6036	178.5528	82.3821	59.0751	23.7166	112.8164	45.3775	53.0650	25.5946
	XAL	0.49475	34.8849	0.9691	0.5384	0.4113	152.3091	129.1038	55.4000	28.5131	95.8178	88.1873	43.2672	44.2156

Nota: No se pudieron realizar estadísticos para las estaciones de la Campaña IMADA: NEZ, TLA y PED puesto que solo se cuenta con un dato para cada una de ellas.

REFERENCIAS

Albert, L.(Ed.), **1997.** Introducción a la toxicología ambiental. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, Gobierno del Estado de México.

Allwine K.J., Whiteman D., **1985.** MELSAR: A mesoscale air quality model for complex terrain: Volume I-Overview, technical description and user's guide. Pacific Northwest Laboratory, Richland, WA.

Baird C., **2001.** Química ambiental, Ed. Reverté, España.

Balogh M., Larson T., Mannering F., **1994.** Analysis of Fine Particulate Matter near Urban Roadways, Transportation Research Record. 1416: 25-32.

Brauer M., Hirtle R.D., Hall A.C. Yip T.R., **1999.** Monitoring Personal Fine Particle Exposure with a Particle Counter, J. Exposure Anal. Environ. Epidemiol., 9(3): 228-236.

Briggs G., **1973.** Internal memo as reported by F.A. Gifford Jr. in Turbulent Difussion-Typing Schemes: A Review, Nucl. Saf., 17: 68-86.

Chepil W.S., **1941.** Relation of wind erosion to the dry aggregate structure of a soil, Scientific Agriculture, 21: 488-507.

Chepil W.S., Woodruff N.P., **1957.** Sedimentary characteristics of dust storms: II, visibility and dust concentrations, American Journal of Science, 225: 104-114.

Chow J.C., Watson J.G., Edgerton S.A., Vega E., **2002.** Chemical composition of $PM_{2.5}$ and PM_{10} in Mexico City during winter 1997, The Science of the Total Environment, 287: 177-201.

Claiborn C.S., Finn D., Larson T.V., Koenig J., **2000.** Windblown Dust Contributes to High $PM_{2.5}$ Concentrations, J. Air & Waste Management Assoc., 50: 1440-1445.

Covarrubias F., **2000.** Crecimiento metropolitano de la Ciudad de México y necesidades de financiamiento. Ponencia presentada en el X Seminario de economía urbana y regional, 2000. La Ciudad de México en el desarrollo económico nacional. Cd. de México 28 al 30 de marzo de 2000.

Dannecker W.B., Schroder B.H., Stechmann S.T, **1990.** Organic and inorganic substances in highway tunnel exhaust air, The Science of the Total Environment, 93: 125-133.

Dennis R.L., Byun D.W., Novak J.H., Gallupi K.J., Coats C.J., Vouk M.A., **1996.** The next generation of integrated air quality models: EPA's Models-3, Atmospheric Environment, 30: 1925-38.

Dockery, D.W., Shwartz, J.; Spengler J.D., **1992.** Pollution and Daily Mortality: Associations with Particulates and Aerosol, Environ. Res. 59 (2): 362-373.

Doran, J.C. Coulter, R.L., King, C.W., Lee, J.T., Sosa G., **1998.** Wind patterns affecting pollutant transport in Mexico City, 10th Conference on Air Pollution Met., American Meteorological Society, pp. 333-337.

Edgerton S., Bian X., Doran J., Fast J., Hubbe J., Malone E., Shaw W., Whiteman C., Zhong S., Arriaga J., Ortiz E., Ruiz M., Sosa G., Vega E., Limón T., Guzmán F., Archuleta J., Bossert J., Elliot S., Lee J., McNair L., Chow J., Watson J., Coulter R., Doskey P., Gaffney J., Marley N., Neff W., Petty R.; **1999.** Particulate Air Pollution in Mexico City; A Collaborative Research Project, Journal of Air and Waste Management Association, 49: 1221-1229.

EGCA/MARI, **1995.** Estudio Global de la Calidad del Aire en la Ciudad de México; Instituto Mexicano del Petróleo y Laboratorio Nacional de los Alamos.; IMP/LA-12699.

Environmental Protection Agency (EPA), **1997.** Compilation of Air Pollutant Emissions Factors, (AP-42), Part 13.2.1 Paved Roads. Con acceso: febrero 2002, disponible en: http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/chap13/bgdocs/b13s02-2.pdf.

Environmental Protection Agency (EPA), **1998.** Compilation of Air Pollutant Emissions Factors, (AP-42), Part 13.2.2 Unpaved Roads. Con acceso: febrero 2002, disponible en: http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/chap13/final/c13s02-2.pdf. USA.

Espinosa Matilde E., **1998.** ¿PST, PM10 o PM2.5?, Teorema, 5(7).

Fast, J.D., Zhong, S., **1998.** Meteorological factors associated with inhomogeneous ozone concentrations within the Mexico City basin, J. of Geophysical Research, 103(18): 927-946.

Flores J., Aldape F., Díaz V., Hernández-Méndez B., García R. **1999.** PIXE Analysis of airbone particulate matter from Xalostoc, Mexico: winter to summer comparison, Nuclear Instruments and Methods, 150: 445–449.

Fryrear D.W., **1984.** Soil ridges- clods and wind erosion, Transactions of ASAE, 18: 445-448.

Fryrear D.W., **1985.** Soil Cover and Wind Erosion, Transactions of ASAE, 28: 781-784.

Gasca, J., **2000.** "Inventario de Emisiones de PM_{10} y $PM_{2.5}$ provenientes de los procesos de combustión en la Zona Metropolitana del Valle de México durante Febrero de 1997". Informe Técnico del Proyecto: Estudio integral para entender los problemas de contaminación atmosférica por partículas en la ZMCM y su impacto regional y global utilizando modelos de calidad del aire, IMP, México.

Gillete D.A., Blifford I.H., Fenster C.R., **1972.** Measurements of aerosol size distribution and vertical fluxes of aerosols on land subject to wind erosion, Journal of Applied Meteorology, 11: 977-987.

Gillette D.A., Blifford I.H., Fryrear D.W., **1974.** The influence of wind velocity on the size distribution of aerosols generated by the wind erosion of soils, Journal of Geophysical Research, 79: 4068-4075.

Gillette D.A., **1977.** Fine particulate emissions due to wind erosion, Transactions of ASAE, 29: 890-897.

Gobierno del Distrito Federal (GDF), Universidad Autónoma de Chapingo (UAC), **2000.** Bases para la Rehabilitación Ambiental del Área Metropolitana: Diagnóstico y Evaluación del Riesgo de Erosión Eólica en la Cuenca de México y áreas adyacentes. Memoria Técnica.

Gobierno del Distrito Federal (GDF), Secretaría del Medio Ambiente (SMA). **2003.** Informe del Estado de la Calidad del Aire y Tendencias 2001 para la Zona Metropolitana del Valle de México.

Goddin W.R., McRae G., Seinfeld J., **1980.** An Objective analysis technique for constructing three-dimensional urban scale wind fields, J. Applied Meteorology, 19: 98-108.

Greely R., Iverson J.D., **1985.** Wind as a Geological Process, Cambridge University Press, Cambridge

Haller L., Claiborn C., Larson T. Koenig J., Norris G., Edgar R., **1991.** Airborne Particulate Matter Size Distributions in an Arid Urban area, Journal of Air and Waste Management Association, 49: 161-168.

Hansen D.A., Dennis R., Ebel A., Hanna S.R., Kaye J., Thullier R., **1994.** The quest for advanced regional air quality model, Environmental Science and Technology, 28: 71-77.

Hedley, M., D. L. Singleton, **1997a.** Evaluation of an air quality simulation of the Lower Fraser Valley - Part I. Meteorology, Atmospheric Environment, 31: 1605-1616.

Hedley, M., R. McLaren, W. Jiang, D. L. Singleton, **1997b.** Evaluation of an air quality simulation of the Lower Fraser Valley - Part II. Photochemistry, Atmospheric Environment, 31: 1617-1630.

Henry J.G., Heinke G.W., **1999.** Ingeniería Ambiental, segunda edición, Ed. Prentice Hall, México.

Holtslag A.M., van Ulden A., **1983.** A simple scheme for daytime estimates of the surface fluxes from routine weather data, J. Clim. and applied Meteorology, 22:517-529.

Horning L., Stetler L., Saxton K.E., **1996.** Surface residue and soil roughness for wind erosion protection, ASAE Paper # 962116 (Proceedings), Phoenix, AZ, July 17.

Instituto Mexicano del Petróleo (IMP), **1999.** Investigación sobre material particulado y deterioro atmosférico (IMADA), Informe Técnico 1999.

Instituto Nacional de Ecología (INE), CENICA, **1997.** Primer Informe Sobre la Calidad del Aire en Ciudades Mexicanas 1996.

Instituto Nacional de Ecología (INE), CENICA, Agencia de Cooperación Internacional del Japón, **1998.** Segundo Informe Sobre la Calidad del Aire en Ciudades Mexicanas 1997.

Instituto Nacional de Ecología (INE), Secretaría de Ecología del Gobierno del Estado de México y Secretaria de Medio Ambiente del Departamento del Distrito Federal, **2000.** Programa para mejorar la Calidad del Aire en el Valle de México 1995-2000, México.

Instituto Nacional de Ecología (INE), **2002.** Avances al cierre de diciembre de 2002. Con acceso el 24 de abril de 2003, disponible en http://www.ine.gob.mx/dea/af/2002/avance_fisico_dic2002.html

Jáuregui E., Luyando E., **1992.** Patrones de Flujo de aire superficial y su relación con el transporte de contaminantes en el Valle de México, Investigaciones Geográficas, Instituto de Geografía UNAM, 24: 51-78.

Lettau K., H.H. Lettau, **1978.** Experimental and micro meteorological field studies of dune migration, en: H.H. Lettau & Letteu K., eds. Exploring the World's Drieest Climate, University of Wisconsin-Madison, Institute for Environmental Studies (IES) Report, 101: 110-147.

Liu M.K., Seinfeld J.H., **1975.** On the Validity of grid and trajectory models of urban air Pollution, Atmospheric Environment, 9: 555-574.

Liu M.K., Yocke M., **1980.** Siting of wind turbine generators in complex terrain, J. Energy, 4: 10-16.

Lu, R., Turco R. P., Jacobson M. Z., **1997.** An integrated air pollution modeling system for urban and regional scales: 2. Simulations for SCAQS 1987, J. Geophys. Res., 102: 6081-6098.

Miranda J., Cahill, T., Morales R., Aldape F., Flores J., Díaz, R., **1994.** Determination of elemental concentrations in atmospheric aerosols in Mexico City using proton induced X-ray emission, proton elastic scattering and laser absorption, Atmospheric Environment, 28: 2299 – 2306.

Mitchell J.M., **1970.** Global Effects of Environmental Pollution, ed. S.F. Singer, New York.

Mugica V., Maubert M., Torres M., Muñoz J., Rico E., **2002.** Temporal and spatial variations of metal content in TSP and PM10 in Mexico City during 1996 –1998, Aerosol Science, 33: 91–102.

Nickling W.G., **1978.** Eolian sediment transport during dust storms: Slims River Valley, Yukon Territory, Canadian Journal of Earth Sciences, 15: 1069-1084.

Nickling W.G., Gilles J.A., **1989.** Emission of fine-grained particulates from desert soil. En: Paleoclimatology & Paleometeorology: Modern and Past Patterns of Global Atmospheric Transport, M. Leinen and M. Sarnthein Eds., Kluwer Academic Pub., pp 133-165.

Nickling W.G., Gilles J.A., **1993.** Dust emission and transport in Mali, W. Africa, Sedimentalogy, 35:499-511.

O'Brien J.J., **1970.** A Note on the vertical structure of the eddy exchange coefficient in the Planetary Boundary Layer, J. Atmospheric Science, 27:1213-1215.

Pope, C.A., Schwartz, J.; Ransom, M.R., **1992.** Daily Mortality and PM_{10} Pollution in Utah Valley, Arch. Environ. Health, 47(3): 211-217.

Prescott L.M., Harley J.P., Klein D.A., **1996.** Microbiology, Tercera Edición, Wm. C. Brown Publishers., Dubuque, Iowa.

Priestly C.H.B., **1959.** Turbulent Transfer in the Lower Atmosphere, University of Chicago Press, Chicago.

Romero S., Ramos J., Orea M., Rivas M.; **1997.** L'effet de la croissance périphérique urbaine et le transport des travailleurs: facteur d'émission de particules (PM_{10}) à l'atmosphère Métropolitaine de México. 4° Colleque Scientifique International Transports et Pollution de l'air. Avignon, France.

Romieu, I., **1995.** Estudios epidemiológicos sobre los efectos en la salud por la contaminación del aire de origen vehicular. En: Contaminación atmosférica causada por vehículos automotores, D.T. Mage y O. Zali Eds., Ginebra: OMS.

Russell A., Dennis R., **2000.** NARSTO critical review of photochemical models and modeling, Atmospheric Environment, 34: 2283-2324.

Saxton K., Chandler D., Stetler L., Claiborn C., Lamb B., Lee B., **1998.** Paper 982058 Wind Erosion and Fugitive Dust Fluxes on Agricultural Lands in The Pacific Northwest, presentado en 1998 ASAE Annual International Meeting.

Schprentz D.S., **1996.** Breath-taking: Premature Mortality due to Particulate Air Pollution in 239 American cities, Natural Resources Defense Counsil, May.

Schwartz J., **1996.** Air Pollution and Hospital Admissions for Respiratory Disease, Epidemiology, 7(1): 20-28.

Scire J.S., Yamartino R.J., Carmichael G.R., Chang Y.S., **1989.** CALGRID: A Mesoscale Photochemical Grid Model. Volume 2: User's guide Version 1.6/S90. Final Report on Contract A6-215-74 for the California Resources Board Report, Sacramento, CA.

Scire J.S., Robe F.R., Fernau M.E., Yamartino R.J., **2000.** A User's Guide for the CALMET Meteorological Model: Version 5. Earth Tech, Inc.

Seaman N.L., **2000.** Meteorological modeling for air quality assessments, Atmospheric Environment, 34: 2231-2259.

Secretaría de Ecología Gobierno del Estado de México (SEGEM), Secretaría del Medio Ambiente Gobierno del Distrito Federal, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Secretaría de Salud, **2002.** Programa para Mejorar la Calidad del Aire de la Zona Metropolitana del Valle de México 2002-2010, México.

Secretaría del Medio Ambiente (SMA), Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación (DGPCC), **2000.** Informe de la Calidad del aire en el Valle de México 1999.

Secretaría del Medio Ambiente (SMA), Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Ecología del Estado de México, **2000.** Inventario de Emisiones a la Atmósfera, Zona Metropolitana del Valle de México 1998.

Sehmel G.A., **1980.** Particle and gas dry deposition: A review, Atmospheric Environment, 14: 983-1011.

Seinfeld J.H., **1986.** Atmospheric and Physics of Air Pollution, John Willey & Sons, USA.

Seinfeld J.H., Pandis S.N., **1998.** Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change, John Wiley and Sons Inc, Estados Unidos de América.

Smagorinski J., **1963.** General Circulation Experiments with the primitive equations: 1. The Basic Experiment, Mon. Wea. Rev., 91: 99-164.

Theodore & Buonicore, **1992.** Air Pollution Engineering Manual, Air and Waste Management Association, Van Nostrand Reinhold, N.Y.

van Ulden A.P., Holtslag A., **1985.** Estimation of atmospheric boundary layer parameters for difussion applications, J. Clim. and applied Meteorology, 24:1196-1207.

Vega E., Reyes E., Sánchez G., Ortiz E., Ruiz M., Chow J., Watson J., Edgerton S., **2002.** Basic statistics of $PM_{2.5}$ and PM_{10} in the atmosphere of Mexico City, The Science of Total Environment, 287:167-176.

Watson J., Chow J. C., **1999.** Reconciling Urban Fugitive Dust Emissions Inventory and Ambient Source Contribution Estimates: Summary of Current Knowledge and Needed Research. Con acceso en abril de 2000, disponible en: http://www.epa.gov/ttn/chief/fyi.html.

Whiteman, C.D., Zhong, S., Bian, X., Fast, J.D. & Doran, J.C., **2000.** Boundary layer evolution and regional-scale diurnal circulations over the Mexico Basin and Mexican Plateau, J. Geophysical Research, 105(D8): 10081-10102.

Woodruff N.P., Siddoway F.H., **1965.** A wind erosion equation, Soil Science Society of America Proceedings, 29(5): 602-608.

Woodruff N.P., Lyles L., Siddoway F.H., **1977.** How to Control Wind Erosion, USDA Agricultural Information Bulletin No. 354.

Yamartino R.J., Scire J.S., Carmichael G.R., Chang Y.S., **1992.** The CALGRID Mesoscale Photochemical Grid Model —I. Model Formulation, Atmospheric Environment, 26A(8): 1493-1512.

Zanetti P., **1990.** Air Pollution Modelling, Computational Mechanics Publication, New York.